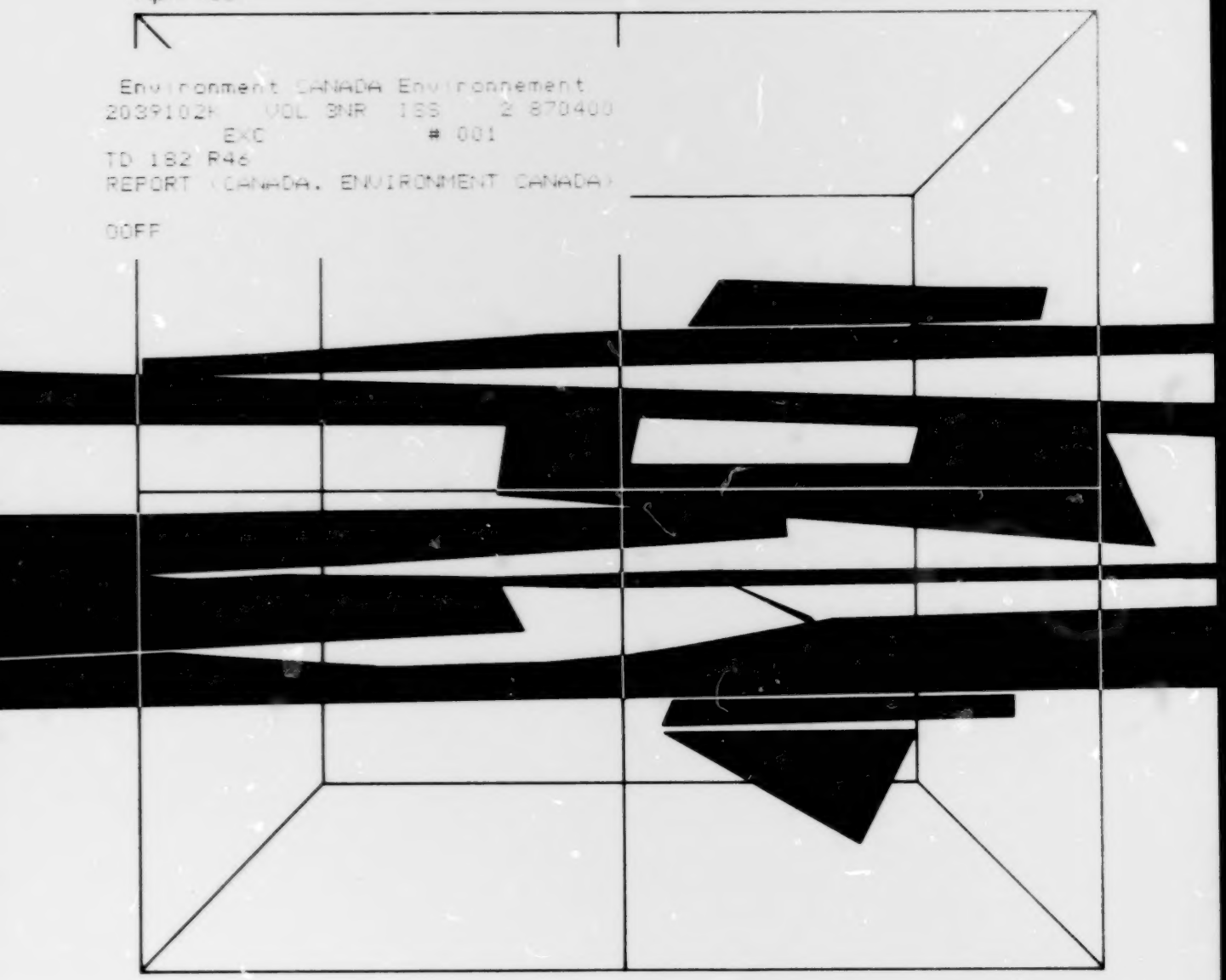
Conversion of Small Municipal Wastewater Treatment Plants to Sequencing Batch Reactors

Report EPS 3 NR 2
April 1987

Environment CANADA Environnement
2039102F VOL 3NR 1SS 2 870400
EXC # 001
TD 182 R46
REPORT (CANADA. ENVIRONMENT CANADA)
OOFF



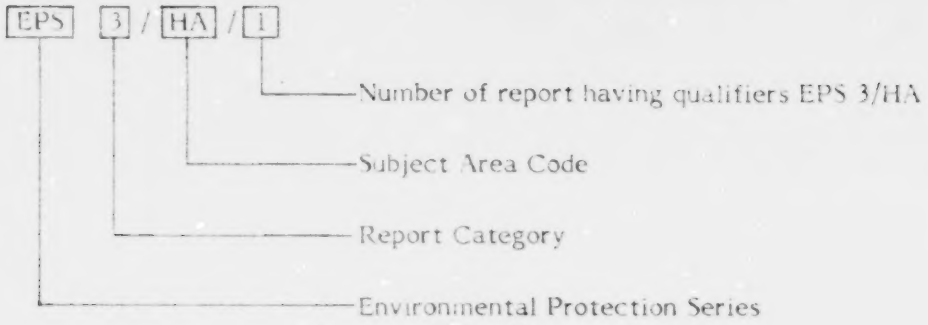
Environment Canada Environnement Canada

Canada

87-05081/

ENVIRONMENTAL PROTECTION SERIES REPORTS

Sample Number:



Categories

1	Regulations/Guidelines/Codes of Practice
2	Public Consultation: Problem Assessment, Control Options
3	Research and Technology Development
4	Literature Reviews
5	Surveys
6	Social, Economic and Environmental Impact Assessments
7	Surveillance
8	Policy Proposals & Statements
9	Manuals

Subject Areas

AG	Agriculture
AP	Airborne Pollutants
AT	Aquatic Toxicity
CC	Commercial Chemicals
CE	Consumers and the Environment
CI	Chemical Industries
FA	Federal Activities
FP	Food Processing
HA	Hazardous Wastes
IC	Inorganic Chemicals
MA	Marine Pollution
MM	Mining & Ore Processing
NR	Northern & Rural Regions
PF	Paper and Fibres
PG	Power Generation
PN	Petroleum and Natural Gas
SF	Surface Finishing
SP	Oil & Chemical Spills
SRM	Standard Reference Methods
TS	Transportation Systems
UP	Urban Pollution

New subject areas and codes are introduced as they become necessary. A list of EPS reports may be obtained from Environmental Protection Publications, Conservation and Protection, Environment Canada, Ottawa, Ontario, Canada, K1A 0E7.

CONVERSION OF SMALL MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT PLANTS TO SEQUENCING BATCH REACTORS

by

H. Melcer, B.H. Topnik and W.K. Bedford

Environment Canada
Report EPS 3/NR/2
April 1987

COMMENTS FROM READERS

Any comments regarding the contents of this report should be addressed to:

Dr. H. Melcer
Wastewater Technology Centre
Conservation and Protection
Environment Canada
P.O. Box 5050
Burlington, Ontario
L7R 4A6

Disponible en français. S'adresser à:

Publications de Protection de l'environnement
Conservation et Protection
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

© Minister of Supply and Services Canada 1987
Cat. No. En 49-13 3-2E
ISBN 0-662-15349-9
BEAUREGARD PRESS LIMITED

ABSTRACT

The installation of sequencing batch reactors (SBRs) has proven to be a technically and economically feasible method of upgrading the design and operation of wastewater treatment plants in small or temporary communities. By controlling the timing of the sequence of different operations in a single vessel, the processes in a sequencing batch reactor are like those of a conventional, activated sludge system.

Unsettled domestic sewage and greywater treated in SBRs achieve good effluent quality with mean total biochemical oxygen demand values ranging from 4 ± 2 to 14 ± 9 mg/L and mean suspended solids values from 5 ± 3 to 19 ± 15 mg/L, despite large fluctuations in loading.

RÉSUMÉ

L'installation de bassins à marche séquentielle discontinue en vue d'améliorer la conception et l'exploitation des stations d'épuration des eaux usées dans les petites localités et les établissements provisoires est économiquement et techniquement faisable. La régulation automatique du fractionnement temporel des opérations successives dans un bassin unique rend les processus semblables à ceux d'un système classique à boues activées.

Le traitement en bassins à marche séquentielle discontinue d'eaux usées urbaines décantées et d'eaux ménagères a permis d'obtenir des effluents épurés de bonne qualité, présentant des valeurs moyennes de la DBO_5 totale de 4 ± 2 à 14 ± 9 mg/l et des teneurs moyennes en matières en suspension de 5 ± 3 à 19 ± 15 mg/l, malgré des variations considérables de la charge de pollution.

TABLE OF CONTENTS

		Page
ABSTRACT		iii
RÉSUMÉ		iv
LIST OF FIGURES		vi
LIST OF TABLES		vii
ACKNOWLEDGMENTS		viii
1	INTRODUCTION	1
2	PLANT CHARACTERIZATION	3
2.1	Glenlea	4
2.2	Spruce Point Mine	5
2.3	Rivercrest	6
3	PROCEDURES	8
3.1	Sampling Method	8
3.2	Monitoring of Power Consumption	9
4	PERFORMANCE ASSESSMENT	10
4.1	Effluent Quality	10
4.2	Loading Rates	10
4.3	Nitrification	13
5	POWER CONSUMPTION	16
6	OPERATIONAL AND MAINTENANCE REQUIREMENTS	17
7	PROCESS COST ESTIMATION	19
8	DESIGN CONSIDERATIONS	21
9	SUMMARY AND CONCLUSIONS	24
REFERENCES		25
APPENDIX	CHARACTERIZATION DATA FOR INFLUENTS AND EFFLUENTS AT GLENLEA, SPRUCE POINT AND RIVERCREST	27

LIST OF FIGURES

Figure		Page
1	GLENLEA: FLOW SCHEMATIC	5
2	SPRUCE POINT: FLOW SCHEMATIC	6
3	RIVERCREST: FLOW SCHEMATIC	7
4	INFLUENT BOD CHARACTERISTICS	12
5	EFFLUENT BOD PERFORMANCE	12
6	RIVERCREST: MODIFIED FLOW SCHEMATIC	17

LIST OF TABLES

Table		Page
1	PLANT CHARACTERIZATION DATA	4
2	SAMPLING SCHEDULE	8
3	MEAN PERFORMANCE DATA	11
4	MEAN PROCESS OPERATING DATA	13
5	NITRIFICATION RATES	15
6	POWER CONSUMPTION	16
7	COST ANALYSIS FOR MODIFICATIONS OF SBR	20
8	CAPITAL COST OF NEW SBR CONSTRUCTION	20

ACKNOWLEDGMENTS

This work was co-funded by Transport Canada, Environment Canada, and Supply and Services Canada.

H. Melcer is the head of biological processes development and W.K. Bedford a technologist at the Wastewater Technology Centre, Environment Canada, Burlington, Ontario. B.H. Topnik is principal of Topnik & Associates, Ltd., Winnipeg, Manitoba.

1 INTRODUCTION

Wastewater treatment plants for small communities, residential developments, institutional facilities, vacation resorts, isolated construction work camps and mining communities encounter design and operational problems not associated with many large treatment plants. These problems include highly variable hydraulic and organic loads, overdesigned secondary clarification capacity, and limited availability of skilled operating and maintenance staff. In Canada, the problems are further aggravated by harsh winters. Many wastewater treatment plants operated by the Canadian government at airports, armed forces' bases, and in national parks fall into this category. Over the past 10 years, Environment Canada has addressed these concerns by evaluating a range of technologies that have offered potential solutions. As part of this ongoing program, the feasibility of installing sequencing batch reactor (SBR) technology in poorly operating plants has been assessed.

Generally, SBR technology is a subset of intermittent batch reactor technology. Originally developed in England in the early 1900s in the form of fill-and-draw tanks, batch wastewater treatment reactors, because of their high demands on operator time and the lack of reliable automated controls, were superceded by continuous-flow activated sludge systems. In the 1970s, a resurgence of batch reactor technology was sparked by Pasveer's modification of a continuously operated oxidation ditch into a discontinuous discharge process with intermittent aeration (1) and Goronszy's use of single-tank extended aeration systems operated with continuous inflow but discontinuous discharge (2). The advent of reliable and inexpensive, automated controls, together with considerable development work on SBRs in the U.S., culminated in a full-scale SBR demonstration in Culver, Indiana (3).

By controlling the timing of a sequence of different operations in a single vessel, SBR technology duplicates the unit processes of a conventional, activated sludge system. Irvine and Busch (4) described a typical cycle as consisting of five periods each with a recommended fraction of total cycle time (5):

Periods of a typical cycle	Recommended fractions of total cycle time
fill	0.5
react	0.1
settle	0.1
draw	0.1
idle	0.2

The duration of each period is governed by the size and variability of the hydraulic load, the need to satisfy oxygen demand at an economic level of power consumption, and the requirements for additional duties such as nutrient removal. Appropriate selection of timing for phases of the cycle can achieve creditable performance. At the Culver, Indiana., plant, for example, monthly averages for effluent 5-day biochemical oxygen demand (BOD_5), total suspended solids (TSS), and ammonia were reported to be less than 20 mg/L, 20 mg/L, and 2 mg/L, respectively (3).

SBR technology offers a number of advantages over conventional activated sludge systems. It equalizes peak hydraulic transients and simplifies operation by eliminating sludge recycle. The settling period allows clarification under quiescent conditions. Also, SBRs are inexpensive and lend themselves to automation.

In 1982, the performance of three plants, which had been modified to operate as SBR systems, was evaluated to verify these reported advantages. The objectives addressed included the evaluation of:

- process stability and consistency of effluent quality;
- sludge wasting requirements;
- operational and maintenance requirements;
- batch reactor process design information;
- capital and O&M costs for a range of plant sizes; and
- suitability of the process for remote small communities.

2 PLANT CHARACTERIZATION

The three plants selected for study shared some common characteristics. They were located in Manitoba and subject to typical prairie winters. All were enclosed and heated by lamps or baseboard heaters to protect the systems against freezing. Two of the plants, Glenlea and Spruce Point, were converted to SBRs from existing extended aeration plants, which had been installed previously because soil conditions were unacceptable for septic tank and tile field disposal. These extended aeration plants had a previous history of erratic and poor performance. The third plant, the one at Rivercrest, was converted from existing septic tanks. The effluent discharge criteria for all plants, as stipulated by the Manitoba Department of the Environment, were 30 mg/L BOD_5 and 30 mg/L TSS.

The raw wastewaters were municipal in origin. At Glenlea, raw sewage was generated by five homes at the University of Manitoba Agricultural Research Station, 25 km south of Winnipeg. The Hudson Bay Mining and Smelting installation at Spruce Point Mine, 720 km northwest of Winnipeg, served a staff of 40 persons. It received greywater (wastewater from shower and toilet facilities) from the mine at the end of each of three shifts per day. Raw sewage from a 142-house subdivision at Rivercrest (25 km north of Winnipeg) was screened and settled prior to treatment in the SBR.

Table 1 summarizes comparative characterization data for the plants. This summary is based upon the total database for all three plants. (See the Appendix.) Mean flow rates varied over almost two orders of magnitude, from a low of 4.4 m^3/d for Glenlea to a high of 227 m^3/d for Rivercrest. At Glenlea, the flow varied greatly from 0.73 to 15.9 m^3/d, a trait common to very small wastewater treatment plants (2). The highest flows were attributed to surface runoff infiltrating the influent manhole. The major portion of flow at Spruce Point occurred three times daily at the end of each shift, at which time the flow ranged from 18.2 to 27.2 m^3/d. At Rivercrest, flow was relatively constant between 204 and 249 m^3/d. The lack of a diurnal fluctuation could not be explained.

At all three locations the reactor volumes were not similarly proportioned because their size was determined by existing tankage which was used in each case. The cycle times and frequency of cycles, controlled by timers and float-actuated switches, reflect the differences in flows and reactor volumes at the three plants. The installation of solid-state microprocessor controls was considered, but that idea was rejected because of the difficulty of servicing such equipment in remote locations. In previous field

TABLE 1 PLANT CHARACTERIZATION DATA

	Glenlea	Spruce Point	Rivercrest
Feed type	Raw wastewater	Settled greywater	Settled wastewater
Flow rate (m^3/d)			
Mean	4.4	22.7	227
Range	0.73-15.9	18.2-27.2	204-249
Reactor volume (m^3)	9.1	14.5	72.6
Process cycle (h)			
Fill and react	17.2*	3.37*	1.52*
Settle	0.83	0.83	0.75
Draw	0.37	0.6	1.33
Idle	0.0	0.0	0.0
Total time	18.4	4.8	3.6
Cycles/Day	1.3	5	6.7

* Aeration occurred during fill.

experience, the equipment used in this study had demonstrated its reliability. Coarse-bubble diffusers were installed at all three sites.

2.1 Glenlea

At Glenlea, a 9-m^3/d Smith and Loveless extended aeration package plant was installed in 1964. The variable hydraulic and organic loads resulted in operating difficulties with frequent mixed liquor washouts. The plant was unable to maintain a satisfactory level of mixed liquor, and effluent quality often exceeded the discharge standard. The package plant was modified in 1978 by introducing air to the integral clarifier to ensure mixing and control scum buildup (see Figure 1). The existing 9-m^3 tank was oversized but nevertheless retained to accommodate an anticipated staff expansion. However, because that expansion did not materialize, the loading rates were low. A second tank to accommodate any influent during settle and draw was not installed, because the community served by the system is very small, and because 48-hour flow storage was available in the gravity sewer collection system. Instead, the fill/aerate period was extended so that the settle and draw periods were initiated at the time of least likely flow. Raw sewage was lifted from the influent sewer by an air ejector system and

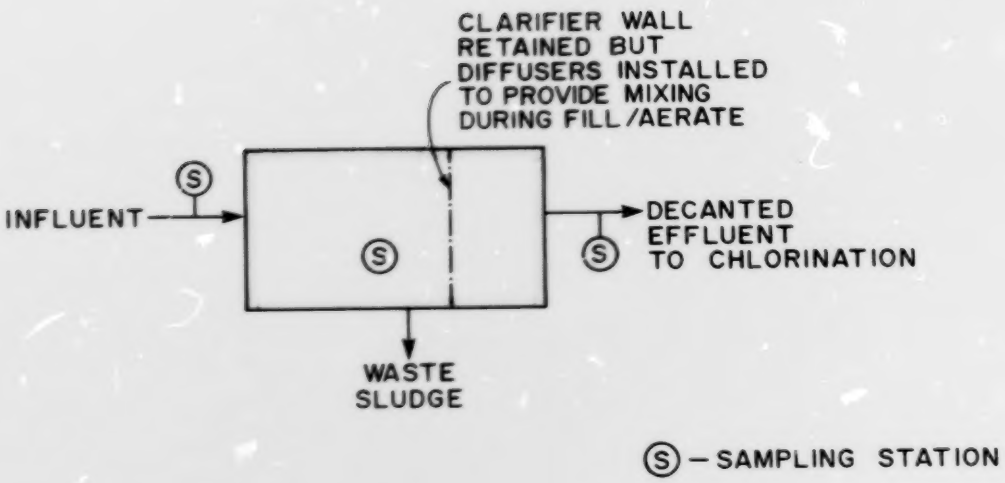


FIGURE 1 GLENLEA: FLOW SCHEMATIC

sampled before entering the batch reactor. The effluent was chlorinated and then discharged to the Red River. Waste sludge was periodically landspread.

2.2 Spruce Point Mine

The Spruce Point Mine originally used an 18-m^3 Lightnin extended aeration package plant that was sized to treat a flow of 50 m^3/d generated by mining staff and a cafeteria. Plant performance was erratic. Effluent BOD_5 varied from 5 to 75 mg/L, and effluent TSS from 1 to 120 mg/L. The plant was modified in 1981 by converting the integral clarifier to a sewage transfer/holding tank (see Figure 2). The raw sewage was directed to an existing 9-m^3 storage tank from which it was pumped to the transfer/holding tank. A float-actuated submersible pump transferred settled sewage to the 14.5-m^3 reactor. Treated effluent was pumped from the batch reactor to discharge periodically. A submersible pump transferred excess sludge from the batch reactor to a 4.5-m^3 aerobic digester. Settled primary and digested solids were taken to a sanitary landfill.

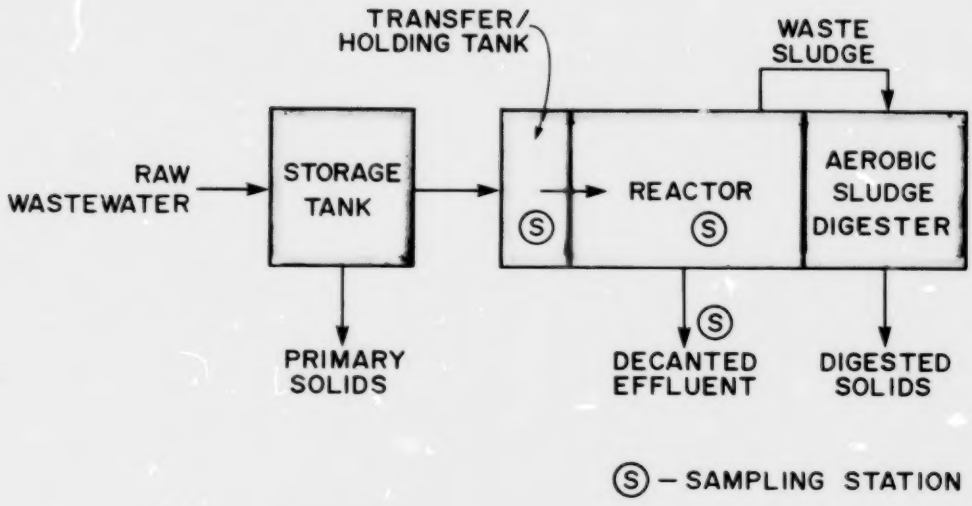


FIGURE 2 SPRUCE POINT: FLOW SCHEMATIC

2.3 Rivercrest

The original sewage treatment facilities consisted of two 73-m^3 septic tanks, which were operated in parallel. Modifications to the plant were completed in 1983. Two 73-m^3 septic tanks were modified to operate in series (see Figure 3). The first was partitioned into two sections: one side housed a screen (for trash retention) and served as a raw sewage transfer/holding tank; the other was operated as the aerobic sludge digester. Periodically, screenings were removed manually and taken with settled primary and digested sludges by vacuum truck to the City of Winnipeg Sewage Treatment Plant. Submersible pumps transferred settled sewage from the first tank to the second (which served as the batch reactor) and treated effluent was discharged to the Red River. Waste sludge was pumped to the aerobic sludge digester from which the supernatant was recycled to the batch reactor.

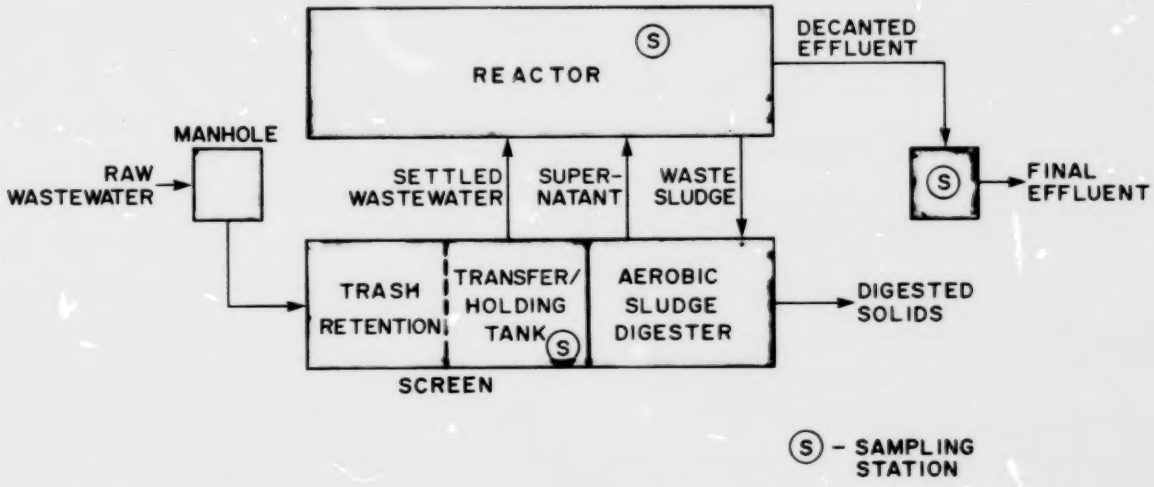


FIGURE 3 RIVERCREST: FLOW SCHEMATIC

3 PROCEDURES

The sampling program was designed to accommodate the field locations, variability in loading, and relatively low flows. At all sites, flow rates were calculated from the number of SBR cycles per day, because the volume discharged per cycle was fixed. The most comprehensive monitoring scheme was implemented at Glenlea, because it was the first plant to be modified and was readily accessible because of its proximity to Winnipeg.

3.1 Sampling Method

Accordingly, 24-hour composite samples of influent and effluent were collected 5 days a week over 13 weeks. An intermittent sampling program was followed for the other two sites, since the equalization/storage tanks at each plant minimized the variability in loading. Grab samples of both influent and effluent were collected once every 1 or 2 weeks over periods of 21 weeks at Spruce Point and over 13 weeks at Rivercrest. The samples were analyzed for unfiltered BOD_5, TSS, alkalinity, nitrogenous species, and total phosphorus according to Standard Methods (6). At the same time, grab samples of mixed liquor were taken at each site and measured for suspended solids (MLSS), sludge volume index (SVI), volatile suspended solids (MLVSS), and settleable solids. In addition, the Glenlea SBR was monitored for pH, temperature, and dissolved oxygen concentration. Table 2 summarizes the sample collection schedule.

TABLE 2 SAMPLING SCHEDULE

	Time and Place of Sample Collection			
	Glenlea		Spruce Point	Rivercrest
Samples	Jan. 3-Mar. 31, 1983		June 2-Oct. 25, 1983	Oct. 3-Dec. 28, 1983
Type	Composite	Grab	Grab	Grab
Number				
Influent	62	-	11	18
Effluent	62	-	11	18
Mixed Liquor	-	62	11	18

3.2 Monitoring of Power Consumption

The total electrical power used at Glenlea and Rivercrest was measured with watt-hour meters. In addition, power consumed by the blowers was estimated from the size of the blower and the run times. Pump power draw was calculated from motor sizes and run times. The difference between measured and estimated power draw was attributed to that used for heating.

At Spruce Point, power consumption was not metered and therefore estimated from the number of cycles per day and run times and sizes of the pumps and motors.

4 PERFORMANCE ASSESSMENT

4.1 Effluent Quality

Data summarized in Table 3 are for influent as received at the batch reactors in each of the plants; that is, for raw wastewater at Glenlea and settled wastewater at Spruce Point and Rivercrest. These summaries are based on the total database for all three plants (see the Appendix). Influent and effluent BOD_5 values were normally distributed at all the plants as determined from probability distribution plots (see Figures 4 and 5). High and variable influent BOD_5 values (268 $\pm$ 110 mg/L) were encountered at Glenlea. This wide variation is not unusual for small installations. A three-fold variation in total influent BOD_5 was observed at both Spruce Point with a mean of 59 $\pm$ 26 mg/L and Rivercrest with a mean of 235 $\pm$ 74 mg/L. Despite these variations, stable effluents were observed at all three locations as shown in Figure 5. Mean effluent total BOD_5 values obtained were: Glenlea 5 $\pm$ 3, Spruce Point 4 $\pm$ 2, and Rivercrest 14 $\pm$ 9 mg/L.

Influent and effluent TSS values were also normally distributed for the three plants. Glenlea experienced a wide range of influent TSS values but produced a stable effluent with a mean TSS value of 6 $\pm$ 4 mg/L. Similarly good performance was observed at the Spruce Point plant, which produced effluent TSS values with a mean of 5 $\pm$ 3 mg/L. This performance is attributed to the near-ideal, quiescent conditions that occur during the settling period of the SBR cycle. The variability in effluent quality for the Rivercrest plant, with TSS values averaging 19 $\pm$ 15 mg/L, was greater than that for the other two plants, yet all three installations had similar sludge volume indexes (SVIs) and settling periods. Although the plant had been commissioned just prior to this performance evaluation, this relatively poorer performance was attributed to the inadequate fill/react period of 1.52 hour compared with 3.37 hours at Spruce Point, and 17.2 hours at Glenlea. Design flows at Rivercrest, originally given as 110 m^3/d, were grossly underestimated; the actual flows experienced were of the order of 225 m^3/d. This resulted in a 50-percent reduction in aeration time for the reactor size available. Under the circumstances the system was performing as well as could be expected. To increase reaction time, a larger aeration tank volume has been recommended.

4.2 Loading Rates

Organic loading rates (see Table 4) were computed from average flow and BOD_5 data (see Tables 1 and 3). For conventional, activated sludge systems, loading rates

TABLE 3 MEAN PERFORMANCE DATA

Parameter	Glenlea			Spruce Point			Rivercrest		
	Influent*	Effluent*	Removal	Influent*	Effluent*	Removal	Influent*	Effluent*	Removal
	mg/L		%	mg/L		%	mg/L		%
Total BOD_5	268 ± 110	5 ± 3	98	59 ± 26	4 ± 2	93	235 ± 74	14 ± 9	94
TSS	171 ± 105	6 ± 4	96	103 ± 91	5 ± 3	95	262 ± 170	19 ± 15	93
TKN	76 ± 39	14 ± 6	82	17 ± 4	6 ± 1	65	62 ± 11	23 ± 15	63
NH_3N	55 ± 19	3 ± 5	95	9 ± 3	1.8 ± 0.1	80	36 ± 6	16 ± 15	55
NO_3N	-	31 ± 10	-	-	4 ± 2	-	-	6 ± 7	-
TP	11 ± 5	5 ± 2	55	2.5 ± 1.3	0.2 ± 0.1	92	9 ± 1	6 ± 2	33

* The values are listed as mean value and one standard deviation ($\bar{x} \pm s$).

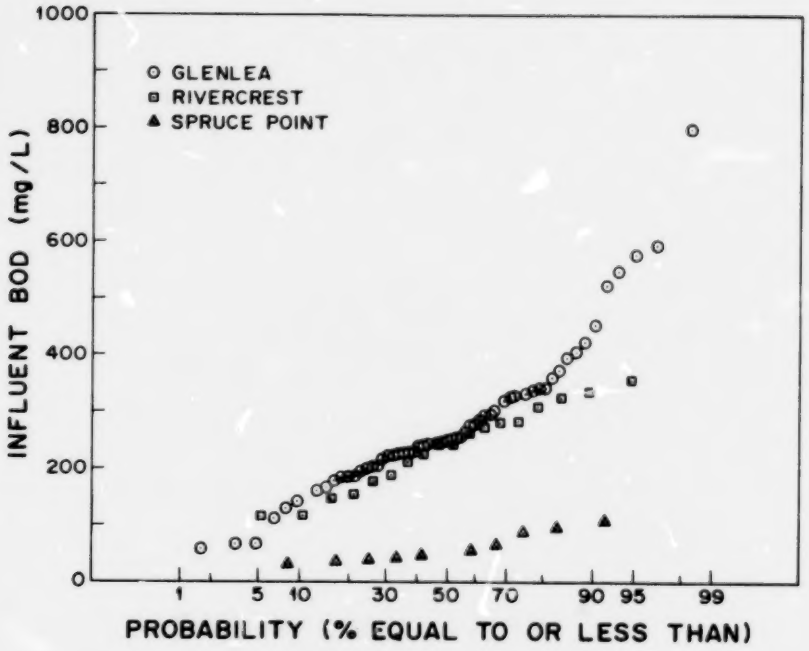


FIGURE 4 INFLUENT BOD_5 CHARACTERISTICS

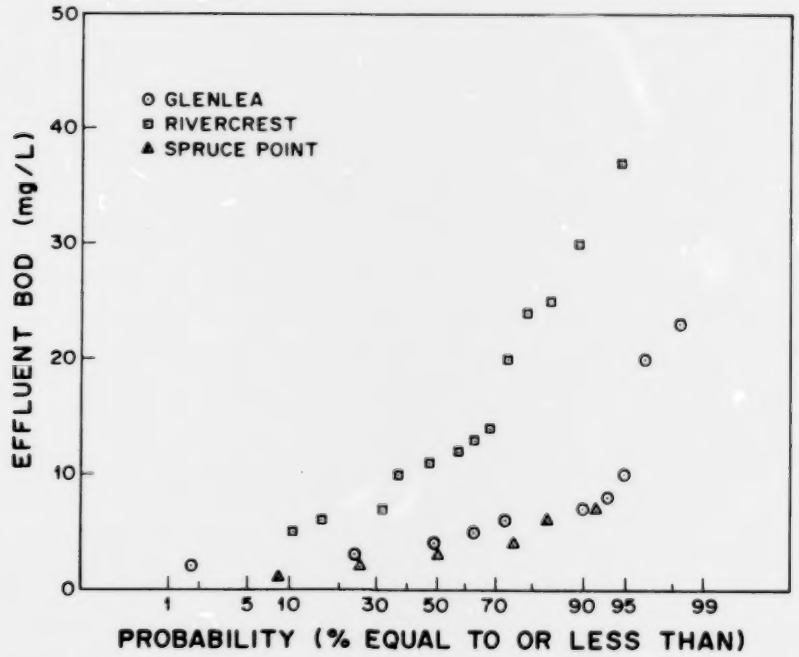


FIGURE 5 EFFLUENT BOD_5 PERFORMANCE

TABLE 4 MEAN PROCESS OPERATING DATA

Parameter	Glenlea	Spruce Point	Rivercrest
Organic loading rate, kg BOD_5 applied/kg MLVSS·d	0.041	0.062	0.308
Nitrification rate, kg NH_3N removed/kg MLVSS·d	0.008	0.008	0.026
Mixed liquor suspended solids,			
mg/L	3855	2344	2958
percent volatility	82.5	63.0	80.7
SVI mL/g	117	120	120
°C	10	22	20
Sludge wastage, kg MLSS/d	0.62	0.0	0.0
Sludge retention time, days	53.5	NA*	NA*

* NA means data unavailable.

typically vary from 0.2 to 0.4 kg BOD_5 applied/kg MLVSS·d and are in the range of 0.05 to 0.15 for extended aeration facilities (7). Although relatively low, organic loading rates for Glenlea and Spruce Point appeared to fall in the range for extended aeration plants; whereas for Rivercrest, they were in the conventional, activated sludge range. Irvine and Ketchum (5) suggested that the use of organic loading rates may not be appropriate for defining operating criteria for SBRs since the cyclical operation varies the organic loading to an SBR. When expresssed in terms of the fraction of cycle time during which aeration occurred, the organic loading rates were 0.04 for Glenlea, 0.09 for Spruce Point, and 0.73 for Rivercrest. Little change occurred at Glenlea considering the long aeration period used. The large increase in loading rate for Rivercrest, however, indicates the overloaded condition of the plant.

4.3 Nitrification

Although not specifically designed for nutrient removal, the plants were monitored for nitrogen species and total phosphorus (see Table 3). With nutrient ratios (BOD_5:N:P) of 100:20:4 for Glenlea, 100:15:4 for Spruce Point, and 100:15:4 for Rivercrest, none of the plants experienced nutrient deficiency. The influent total Kjeldahl nitrogen (TKN) and ammonia values observed for Glenlea and Rivercrest are abnormally

high for domestic sewage and cannot be explained. The low influent TKN and ammonia values for Spruce Point, however, are typical of greywater.

Despite the different sources of water, there was adequate alkalinity to support nitrification with means of 314 ± 88 mg/L at Glenlea, 123 ± 17 mg/L at Spruce Point, and 546 ± 21 mg/L at Rivercrest. The minimum sludge retention time (SRT) required to effect nitrification under the conditions of operation was calculated, based on equations in the U.S. Environmental Protection Agency's Manual on Nitrification (8), to be 6 days for Glenlea, 2.5 days for Spruce Point, and 1.7 days for Rivercrest.

Different degrees of nitrification occurred at each plant. At Glenlea complete nitrification was observed. However, because primary and secondary solids were combined in the aeration tank, a true SRT could not be calculated. At Glenlea, sludge was wasted on four occasions during the 90-day study period. Expressed as a daily average over this period, the sludge generation rate was 0.62 kg/d. Thus, based on the actual solids present, an SRT of 53 days was estimated.

Nitrification was also observed at Spruce Point, although the low levels of influent TKN made it difficult to characterize nitrification adequately. Moreover, a change in operating practice at the mine affected the wastewater treatment plant so that the SRT could not be calculated. Before the study, cafeteria wastes were discharged to the previous extended aeration plant and considerable volumes of sludge were wasted. The cafeteria was closed during the study and no sludge was wasted. The inference is that the SRT at Spruce Point was high.

At Rivercrest, nitrification was incomplete. Modifications to the septic tanks were completed shortly before the study was initiated. The higher than expected loading to the plant resulted in an erratic startup with considerable loss of suspended solids. Also, a large volume of solids were inadvertently wasted from the SBR during the latter stages of the study. A steady-state SRT was probably never established during the study.

Alkalinity and nitrogen mass balances showed that incomplete denitrification also occurred at all three plants, probably during the settling period. Stoichiometrically, approximately 7 mg of alkalinity are required per milligram ammonia oxidized and 3.6 mg of alkalinity are produced per milligram of nitrate denitrified, with a net loss of 3.4 mg of alkalinity per milligram of oxidized ammonia (8). Mean ratios of alkalinity used per unit of ammonia removed were 4.8 for Glenlea, 5.7 at Spruce Point and 4.7 for Rivercrest. These ratios indicate the level of incomplete denitrification.

Nitrification rates for the installations were calculated and then expressed in terms of the fraction of cycle time during which aeration occurred (see Table 5).

TABLE 5 NITRIFICATION RATES

Location	Mean temp. (°C)	Nitrification Rate (kg NH_3N removed/kg MLVSS·d)	
		Calculated	Expressed as fraction of cycle time
Glenlea	10	0.008	0.008
Spruce Point	22	0.008	0.013
Rivercrest	20	0.026	0.061

The low mixed liquor temperature for Glenlea reflects operating conditions in winter. The consistently high temperatures at Spruce Point resulted from the infusion of shower water. The wastewater temperature at Rivercrest remained high even through the fall/winter period, because the sewer pipes were buried deep in the ground.

5 POWER CONSUMPTION

Minimum power consumption was not a feature of the process design used in these SBRs. Nevertheless, the data for electrical power were estimated and compared for the three plants (see Table 6). No allowances were made for mechanical or electrical inefficiencies. Costs were based on a charge of $0.05/kWh. Operation of the blowers for aeration alone proved to be the major source of power utilization.

TABLE 6 POWER CONSUMPTION

	Glenlea	Spruce Point	Rivercrest
Airflow			
m^3/kg BOD_5 removed	875	269	61
Aeration power requirement,			
kWh/kg BOD_5 removed	22.8	6.6*	0.83*
Total power utilization,			
kWh/kg BOD_5 removed	22.9	7.8	0.97
kWh/m^3 treated	5.73	0.41	0.23

* Excluding aerobic digester power requirement.

When expressed in terms of kilowatt-hours per kilogram of BOD_5 removed, power consumption was the least at the Rivercrest plant. However, such a comparison needs qualification. The power draw at Glenlea and, to a lesser extent, at Spruce Point was greater than that at Rivercrest because of the long aeration times used to compensate for a single-tank configuration. Rivercrest, on the other hand, incorporated a multiple-tank design and its power consumption was comparable to published values. Irvine and Ketchum (5) measured a power consumption of 0.28 kWh/m^3 of wastewater treated for an average flow of 1312 m^3/d at the Culver plant. At the time their measurements were made, the Culver Plant was not nitrifying. A comparison of the power costs at Spruce Point, Rivercrest, and Culver shows that they are in the same range when expressed as kilowatt-hour per cubic metre of wastewater treated. However, the costs for Spruce Point are considerably higher than those for Rivercrest when expressed as kilowatt-hour per kilogram of BOD_5 removed. This is attributed to the lower organic load of the greywater at Spruce Point compared to the raw sewage received at Rivercrest.

6 OPERATIONAL AND MAINTENANCE REQUIREMENTS

The simplicity of SBR operation allows control by timers and float-actuated switches. In general, operator attention was required primarily to verify the operational status of the mechanical equipment. Sludge-settling tests were used to determine the need for sludge wasting. Operator time at the plants varied from 20 to 30 minutes a day at Glenlea and Spruce Point, to 2 to 3 hours a day for 5 days a week at Rivercrest. The operators at Glenlea were drawn from staff of the research station and at Spruce Point from the mining camp staff. Operating manuals were provided to these staff. The simplicity of operation apparently allowed these part-time operators to exercise good control as demonstrated by the effluent quality.

Most of the problems experienced at the three sites were mechanical problems. Some of them can be attributed to the trash in the raw sewage, fouling of the rods for controlling liquid level, and clogging of raw feed and effluent pumps.

Corrective measures were introduced at the Rivercrest plant to remove trash from the aeration tank. An aluminum screen had originally been installed to solve these problems. Subsequent to the test period, the screen was removed allowing the first chamber to act as a primary settling chamber (see Figure 6). Overflow from this chamber

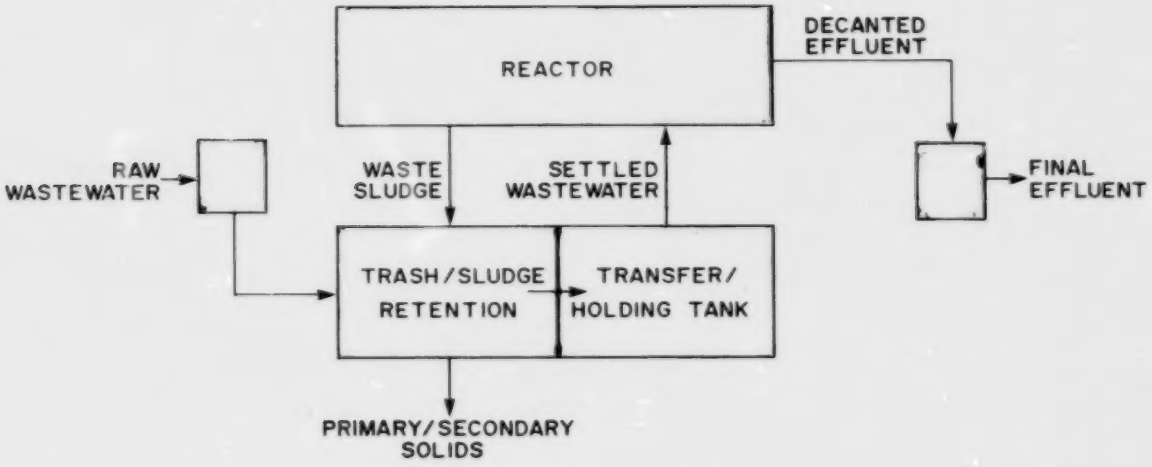


FIGURE 6 RIVERCREST: MODIFIED FLOW SCHEMATIC

was directed into the adjacent chamber (previously the aerobic sludge digester) which then served as a holding/transfer tank from which a submerged pump, actuated by float switches, pumped the settled wastewater to the aeration chamber. No fouling problems have been experienced with this arrangement.

Other problems that occurred during the evaluation period were site-specific. For example, the enclosure of the aeration basin at Rivercrest created a humid atmosphere, which resulted in corrosion of equipment for recording temperature and pH. The basin was subsequently covered and vented which prevented further corrosion.

The MLSS operating objective at the three sites was 2500 to 4500 mg/L. Table 4 shows that the mean MLSS at Glenlea was within the operating objective. The mean MLSS at Spruce Point was 2344 mg/L due to accidental sludge wasting that depleted the mixed liquor biomass concentration. The mean MLSS at Rivercrest was also within the desired operating objective despite the difficult startup period. These small-scale SBR systems did not incorporate sludge return lines, comminutors, or skimming devices, thereby avoiding operating problems commonly associated with extended aeration package plants (9). Icing problems were circumvented by enclosing the SBRs.

7 PROCESS COST ESTIMATION

The cost of modifying the Spruce Point plant was $18 500 and the Rivercrest plant $62 900 (see Table 7). (Note: All cost figures are given in 1983 Canadian dollars, unless otherwise specified.) No costs are shown for Glenlea, because they were absorbed by the works and maintenance budget of the university. Based on the experiences at the three plants, approximate costs of installing new SBR systems of similar size and throughput were calculated (Table 8). Although site-specific, the calculations include the time and costs associated with installation in relatively isolated locations. These costs can be very high when all materials have to be flown to the plant site. The costs also depend on the size of installation. They range from a maximum of $11 000/$m^3$ of reactor volume, for the smallest installations with flows of 5 m^3/d or less, to $550/$m^3$ of reactor volume for plants with flows of up to 500 m^3/d. Ketchum et al. (10) compared SBRs to conventional treatment systems on the basis of initial investment costs. In one of the examples quoted, a single-cell lagoon SBR, serving a community with a population equivalent of 100 at a design flow of 345 m^3/d (influent BOD_5 of 200 mg/L), was compared to a non-aerated lagoon and a pre-engineered package plant to produce an effluent BOD_5 of 5 mg/L. The SBR was shown to be the least-cost alternative at $292/$m^3$ of treated wastewater·day (1979 U.S. $).

The costs presented in Table 7 do not address the cost of periodic sludge removal and disposal. Operating costs are primarily related to aeration costs. For Glenlea the economic advantage afforded by the low level of operator attention was negated by the cost of maintaining long aeration periods in a single-tank configuration servicing low-flow demands. The costs reflect the compromise made between the utility of a one-tank configuration but with the attendant high cost of long aeration times and the utility of the more efficient but costly multiple-tank configuration.

TABLE 7 COST ANALYSIS FOR MODIFICATION TO SBR (1983, Canadian $)

	Costs		
	Glenlea	Spruce Point	Rivercrest
Capital cost			
total dollars		18 500	62 900
dollars/m^3 treated·d		815	277
Operating cost			
power, dollars/year	460	170	952
labour, dollars/year	560	1 560	7 800
dollars/kg BOD_5 removed*	5.03	3.87	0.45
dollars/m^3 treated*	1.26	0.21	0.10

* Based on power and labor costs only.

TABLE 8 CAPITAL COST FOR NEW SBR CONSTRUCTION (1983, Canadian $)

Flow Rate (m^3/d)	Capital Cost/Unit Volume ($/$m^3$ reactor volume)
up to 5	up to 11 000
6-15	9 000-4 500
16-500	4 500-550

8 DESIGN CONSIDERATIONS

The design of SBR systems, particularly those for applications on a very small scale, requires a different approach from that of conventional, activated sludge package plants. The wide fluctuations in organic and hydraulic loading that were observed in this study (from the low loaded condition at Glenlea to the overloaded condition at Rivercrest) were similar to those measured in other small-scale installations. Nevertheless, the SBRs were not affected by this variability as demonstrated by the consistency in effluent quality. Based on these experiences in the case of very small plants, SBRs can operate successfully with as high as ten-fold variations in hydraulic loading. The discharge flow rate (and hence, the supernatant drawdown rate) should not exceed a value that causes a resuspension of the settled sludge.

The number of reactors used is a function of flow rate.

The Glenlea and Spruce Point plants were single-tank reactors. The flow to Glenlea was small, being generated by five homes, and could be accommodated by a single tank. The decant period was selected at the time when minimal flow would be expected, thereby obviating the need for a second reactor but incurring higher aeration costs.

At Spruce Point, flows were predictable, because they were related to shift changes. Therefore, the decant period was selected to occur between shift changes. The presence of an upstream holding tank benefitted the retrofit, because it made a second reactor unnecessary.

The Rivercrest facility received the flow from a 142-home subdivision. A second reactor was mandatory to accommodate flow during decanting. Barth (11) indicated that, where influent flow is continuous, two or more reactors, operated in sequence, are required to treat the flow. As one reactor progresses from the fill to the react mode, flow is directed to the second reactor, which then begins a new cycle with the fill mode. Irvine and Richter (12) described a simulation technique that demonstrated how the number of reactors and total volume differ as a function of the variability of the mass flow rate. They stressed the importance of understanding the variation of influent flow.

The period of aeration selected for the smallest plant followed from the decision to install single or twin reactor systems. Glenlea was aerated for virtually the whole cycle, because the reactor required most of the day to fill. For the other plants, 10-state standards for aeration tank loadings (13) were used during process design to verify whether the existing tank volume could provide adequate aeration time.

Metcalf and Eddy (7) offered guidelines for aeration in small activated sludge plants that operate at a food-to-microorganism (F/M) ratio of less than 0.3. They suggested a range of 75 to 115 m^3 of of air/kg BOD_5 removed. The calculated aeration values in this study were (in m^3 of air/kg BOD_5 removed):

Glenlea	875
Spruce Point	269
Rivercrest	61

The aeration value at Glenlea is a reflection of the compromise made to address the problem of dealing with very low flow rates and a single-reactor configuration. The aeration value at Spruce Point is attributed to the low organic loading of the greywater.

High levels of both carbon and nitrogen removal can be achieved with the appropriate allocation of time for each event in the cycle. Adequate aeration capacity must be installed to satisfy the oxygen demand for nitrification and oxidation of organics. A stir-only period before and after aeration can promote denitrification, if desired, and also reduce the carbonaceous oxidation load. In this case, the selection of equipment that permits the separation of aeration and mixing will provide maximum process flexibility. This approach has already been demonstrated at bench- (14) and full-scale (3). In addition, if the characteristics of the influent meet desired criteria and if a static-fill/mixed-fill ratio without aeration period is incorporated in the process cycle, biological phosphorus removal can be achieved in SBR systems. This procedure has also been demonstrated at bench- (15) and full-scale (16). These alternative operating strategies may be beyond the requirements of very small installations, such as Glenlea, and unnecessarily complicate their operation, but it may be an important design consideration for larger facilities such as Rivercrest.

As discussed by Irvine and Ketchum (5), the batch nature of the SBR technology can lead to different interpretations of the meaning of organic loading rate. They also suggest that the use of SRT may not be appropriate to define SBR operating conditions because the volume occupied by the sludge after decanting (and settling efficiency) controls the maximum achievable MLSS concentration which would, in turn, limit the maximum possible SRT.

For remote installations, however, SRT control may be the appropriate method of process control and worthy of further consideration. The nature of wastewater treated by such installations does not change significantly over time. The volume of mixed liquor to be wasted on a daily basis can, therefore, be easily computed. The MLSS can then be

periodically checked to verify the accuracy of the estimate and the volume wasted appropriately changed, if necessary. Like the other operations in the SBR cycle, the wasting procedure can be easily automated.

Finally, the SBR technology can be regarded as a potential solution to the wastewater treatment problems experienced by small, remote communities. Irvine et al. (17) pointed out that the constraints of this application dictate the use of a single tank system which must, therefore, have the capacity to hold at least the total flow for the maximum flow day. Volume must also be allowed for the settled solids and freeboard. Many regulatory authorities require average detention times for lagoon systems (a possible alternative) between 10 and 100 days so that for a batch system the minimum size based on hydraulic considerations alone is quite small, even with a 100-percent safety factor. The modified SBR system has the following advantages:

- can produce a high-quality effluent in terms of BOD_5 and TSS;
- can be designed to nitrify and denitrify, if required; and
- eliminates algal discharges, a problem with lagoon effluents.

9 SUMMARY AND CONCLUSIONS

- Unsettled domestic sewage and greywater were treated in sequencing batch reactors to produce good effluent quality with mean total BOD_5 values of 4 ± 2 to 14 ± 9 mg/L and mean suspended solids values of 5 ± 3 to 19 ± 15 mg/L, despite large fluctuations in loading. (Although not designed into the modifications, nitrification and denitrification occurred.) This performance appeared to be independent of scale.
- Effluent temperatures ranged from 10°C to 22°C with periodic excursions to 4°C due to snowmelt. The SBRs were enclosed to protect them from the extremes of winter but the resulting high-humidity conditions led to corrosion problems.
- The simplicity of SBR operation minimized operator attention, which consisted primarily of sludge wasting, cleaning of liquid-level probes, and mechanical maintenance.
- The major operational problems were identified as fouling of level control probes and clogging of transfer pumps. A separate in-line holding tank for trash and primary sludge was installed.
- Tank volume, sludge drawoff location, and periods of aeration and settling were identified as important design considerations. Nutrient control can be implemented by adjusting the events of the SBR cycle.
- The cost of retrofitting and O&M costs are site-specific. For example, capital costs for modifications were \$815/m^3 of wastewater treated per day for Spruce Point and \$227/m^3 for Rivercrest. O&M costs were \$3.87/kg BOD_5 removed for Spruce Point and \$0.45 for Rivercrest. The costs are related to size; the larger installation reflects the economy of scale.
- It is technically and economically feasible to convert existing small-scale package plants and septic tanks to sequencing batch reactors over the flow range of 4 to 227 m^3/d.

REFERENCES

1. Pasveer, A., "A case of Filamentous Activated Sludge", Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 41, 7, p. 1340, 1969.

2. Goronszy, M.C., "Intermittent Operation of the Extended Aeration Process for Small Systems", Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 51, 2, p. 274, 1979.

3. Irvine, R.L., et al., "Municipal Application of Sequencing Batch Treatment", Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 55, 5, p. 484, 1983.

4. Irvine, R.L. and A.W. Busch, "Sequencing Batch Biological Reactors - An Overview", Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 51, 2, p. 235, 1979.

5. Irvine, R.L. and L.H. Ketchum, "Full-Scale Study of Sequencing Batch Reactors", Final Report, U.S. EPA Grant No. R-806598-01-3, July 1982.

6. APHA/AWWA/WPCF, "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 15th Ed., 1981.

7. Metcalf & Eddy, Inc., Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse, 2nd Ed., McGraw-Hill Inc., City of Publications, p. 485, 1979.

8. U.S. Environmental Protection Agency, "Process Design Manual for Nitrogen Control", U.S. EPA Technology Transfer, Cincinnati, Ohio, October 1975.

9. Guo, P.H.M. et al., "Evaluation of Extended Aeration Activated Sludge Package Plants", Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 53, 1, p. 33, 1981.

10. Ketchum, L.H. et al., "First Cost Analysis of Sequencing Batch Biological Reactors". Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 51, 2, p. 258, 1979.

11. Barth, E.F., "Implementation of Sequencing Batch Reactors for Municipal Treatment". Proceedings of 6th Symposium on Wastewater Treatment, Environment Canada, Montreal, November 1983.

12. Irvine, R.L. and R.O. Richter, "Computer Simulation and Design of Sequencing Batch Reactors". Proceedings of the 31st Industrial Waste Conference, Purdue University, p. 182, 1976.

13. Anon., "Recommended Standards for Sewage Works", Pub. Health Education Service Inc., Albany, N.Y., 1978.

14. Silverstein, J. and E.D. Schroeder, Performance of SBR Activated Sludge Processes with Nitrification/Denitrification", Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 55, 4, p. 377, 1983.

15. Manning, J.F. and R.L. Irvine, "The Biological Removal of Phosphorus in a Sequencing Batch Reactor", Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 57, 1, p. 87, 1985.

16. Irvine, R.L. et al., "An Organic Loading Study of Full-Scale Sequencing Batch Reactors", Journal Water Pollution Federation, Vol. 57, 8, p. 847, 1985.

17. Irvine, R.L., et al., "Sequencing Batch Treatment of Wastewaters in Rural Areas". Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 51, 2, p. 244, 1979.

APPENDIX

CHARACTERIZATION DATA FOR INFLUENTS AND EFFLUENTS AT GLENLEA, SPRUCE POINT AND RIVERCREST

INFLUENT DATA - GLENLEA

DATE (1983)	pH	Temp °C	$TBOD_5$	ALK	SS	TKN	NH_3N	TP
			mg/L					
Jan. 3	7.9	-	186	216	115	46	36	20
4	7.8	8	205	220	111	20	8	8
5	8.1	9	250	276	146	83	50	9
6	7.8	9	285	295	181	82	30	17
7	7.7	8	183	333	121	73	44	13
10	7.9	8	227	306	130	78	41	7
11	7.7	8	246	278	174	76	48	11
12	8.0	8	226	278	172	71	45	11
13	8.1	10	204	291	143	75	51	18
14	7.7	9	229	109	153	40	7	-
17	8.1	8	302	304	161	97	58	10
18	8.0	8	322	331	212	88	58	8
19	8.1	8	195	412	118	102	71	8
20	7.9	8	243	331	144	84	67	9
21	8.0	9	161	357	103	137	54	12
24	7.9	3	396	390	372	114	72	21
25	7.8	4	595	273	490	57	52	17
26	7.3	5	373	300	340	63	53	10
27	7.8	7	331	346	288	79	65	12
28	8.2	8	223	394	106	112	83	10
Feb 01	-	-	361	310	200	69	57	10
02	6.3	-	300	600	316	143	100	37
03	-	6	578	349	680	98	69	18
04	7.2	7	264	401	381	105	80	13
07	8.0	7	239	591	98	237	84	13
08	7.1	8	423	310	252	67	53	13
09	7.2	8	216	295	119	71	45	6
10	7.0	10	341	394	145	124	66	15
11	7.3	8	241	320	207	84	56	9
14	7.2	10	342	320	313	120	68	14
15	8.2	10	548	255	140	43	42	7
16	-	8	453	222	137	42	40	6
17	7.8	9	277	357	166	104	70	12
18	6.9	8	331	311	154	94	76	11
21	7.7	8	295	343	163	91	70	9
22	7.2	-	337	316	109	80	73	7
23	8.2	9	-	447	173	118	97	12
24	-	-	406	376	195	87	65	13
25	8.0	9	184	303	178	63	53	6
28	8.4	12	256	408	120	86	79	9
Mar 01	7.6	9	252	269	86	50	-	8
02	-	-	161	296	112	37	46	9
03	7.1	9	201	232	116	43	33	7
04	7.6	9	275	319	136	79	61	10
07	6.9	5	65	106	48	25	24	3
08	7.5	7	58	190	108	33	33	5
09	7.3	8	228	237	113	42	34	8
10	7.5	8	248	222	106	33	29	7
11	7.7	9	142	231	107	40	35	9
14	-	9	222	313	97	72	51	10
15	8.0	9	294	371	153	79	68	11
16	7.6	10	320	332	155	70	55	10
17	8.4	9	328	433	118	-	66	8
18	-	-	246	437	115	100	82	10
21	8.1	9	178	274	173	137	59	13
22	-	-	167	354	138	74	70	11
23	7.4	-	320	243	161	60	47	13
24	7.4	9	130	247	133	45	39	10
25	7.9	9	111	276	139	34	33	10
28	8.1	8	255	389	374	149	77	13
29	7.3	10	328	231	164	63	46	10
31	7.0	7	66	190	85	28	24	5

- No data available

EFFLUENT DATA - GLENLEA

DATE (1983)	pH	DO	$TBOD_5$	ALK	SS	TKN	NH_3N	NO_3N	TP
						mg/L			
Jan. 3	6.3	6.0	4	18	2	5	1	45	12
4	6.8	5.0	5	66	6	13	9	30	6
5	6.5	-	6	84	1	7	2	20	5
6	6.6	6.0	3	57	2	6	2	26	3
7	6.0	6.8	3	46	4	5	2	32	4
10	7.5	-	6	254	10	36	40	2	11
11	6.8	4.0	7	112	14	18	2	16	8
12	7.0	7.5	3	115	1	4	2	17	4
13	7.0	7.2	4	79	4	8	1	25	4
14	6.8	8.5	7	7	6	2	2	-	-
17	6.9	6.0	3	84	1	8	1	21	3
18	6.6	4.7	4	95	4	15	4	31	9
19	6.8	8.0	10	60	15	10	5	17	3
20	6.8	3.6	7	84	2	7	3	24	3
21	6.5	6.2	5	57	6	14	5	33	5
24	6.8	4.0	6	104	5	15	2	20	6
25	6.6	4.0	7	101	1	15	2	20	7
26	6.3	7.0	5	73	11	19	1	31	5
27	6.5	-	4	75	9	12	2	29	5
28	6.4	-	3	66	3	11	1	35	1
Feb 01	-	-	23	59	30	18	4	41	6
02	6.7	-	7	54	5	15	8	41	9
03	6.3	-	4	25	2	32	2	49	5
04	6.5	-	3	27	6	26	2	41	3
07	5.9	6.0	3	20	6	12	3	48	4
08	6.2	4.9	7	32	8	17	3	44	4
09	6.3	7.6	3	34	2	18	1	41	3
10	6.3	8.2	5	39	9	13	1	40	4
11	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14	6.0	2.6	5	25	10	9	7	37	3
15	6.4	2.3	7	29	5	12	3	36	4
16	-	2.0	20	79	2	19	4	24	4
17	6.6	4.7	3	44	7	18	1	31	4
18	6.5	3.7	4	38	4	24	2	34	5
21	6.4	4.0	3	46	7	8	1	39	6
22	7.0	2.2	4	69	5	21	6	28	5
23	-	-		-	-	-	-	-	-
24	-	-	6	67	7	11	6	32	7
25	6.4	4.0	4	36	10	9	1	39	7
28	6.2	5.0	6	17	1	12	1	45	6
Mar 01	6.0	6.3	6	21	8	18	1	41	6
02	-	-	7	17	8	20	2	40	6
03	6.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-
04	6.3	7.5	4	29	6	17	4	40	5
07	6.8	-	4	39	4	10	2	13	3
08	7.1	-	7	64	6	10	1	16	4
09	6.9	7.8	4	82	7	11	1	18	5
10	7.1	10.0	4	72	5	14	1	21	4
11	7.1	7.7	4	80	5	7	1	22	3
14	7.0	3.0	3	78	2	20	3	25	6
15	6.7	6.2	3	62	5	9	1	28	6
16	6.9	5.7	2	58	4	6	1	30	3
17	6.7	5.0	4	62	4	14	6	31	6
18	6.9	6.5	5	111	1	13	1	32	7
21	6.8	4.1	5	54	8	19	1	40	7
22	-	-	8	49	10	23	2	34	6
23	6.5	4.2	4	49	7	20	1	34	8
24	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25	6.5	7.2	7	35	6	15	2	39	8
28	6.4	7.0	5	23	8	15	2	43	6
29	6.7	6.5	8	34	7	17	1	25	5
31	6.6	6.0	5	49	1	12	1	22	3

- No data available

REACTOR PERFORMANCE DATA - GLENLEA

DATE (1983)	FLOW m^3/d	pH	TEMP °C	DO	MLSS mg/L	MLVSS mg/L	ML WAS m^3/d	SVI mL/g
Jan 3		6.3	11	7.2	3504	2976	-	90
4	3.97	-	-	-	4724	3920	-	-
5	4.81	7.0	11	-	3280	2860	-	95
6	4.49	6.9	9	8.5	3856	3164	-	108
7	4.70	5.8	11	8.2	4356	3564	-	110
10	5.45	6.8	11	6.2	3572	2988	-	109
11	5.22	7.2	10	8.8	5300	4588	-	70
12	4.59	7.0	10	9.5	4412	3780	-	91
13	5.22	6.9	10	8.6	4632	-	-	104
14	5.65	6.9	10	11.0	4648	3856	-	86
17	5.22	6.8	9	9.5	4136	3392	-	94
18	5.45	7.0	9	9.7	4788	3992	-	88
19	5.13	7.2	9	9.5	3676	3020	-	109
20	4.81	6.9	10	9.1	4288	3520	-	117
21	5.22	6.5	10	7.2	5092	4252	-	96
24	4.38	6.8	10	6.0	4436	3668	-	115
25	0.73	6.8	9	10.0	4500	3716	-	118
26	7.63	6.4	9	9.5	5256	4236	-	97
27	2.09	-	-	-	-	-	-	-
28	4.81	6.6	10	-	4476	3644	-	118
31	6.78	-	-	-	-	-	3.13	-
Feb 01	-	-	-	-	3084	2564	-	-
02	5.90	6.6	8	-	2768	2424	-	123
03	4.81	6.4	7	-	2908	2580	-	117
04	5.22	6.7	9	-	3444	3024	-	110
07	2.72	6.2	8	7.5	3624	2952	-	99
08	6.17	6.7	10	9.3	3596	2952	-	97
09	5.22	6.9	10	9.5	4872	4024	-	78
10	1.14	6.7	10	9.3	3724	3040	-	107
11	5.22	6.6	10	9.5	3756	3088	-	100
14	3.56	6.1	11	5.6	3940	3228	-	102
15	1.68	6.7	11	8.1	4556	3736	-	94
16	4.09	-	11	8.2	4088	3356	-	115
17	1.82	6.7	11	9.4	-	-	-	-
18	1.25	6.7	10	9.6	3932	3200	-	107
21	3.22	6.5	11	8.1	4624	3748	-	112
22	3.77	7.1	10	8.0	4516	3704	-	109
23	3.47	7.1	11	10.0	4320	3540	-	127
24	-	-	-	-	4788	3884	-	-
25	3.56	6.4	10	2.7	4944	4036	2.50	117
28	5.68	6.5	10	6.8	3292	2720	-	122
Mar 01	3.18	6.4	10	8.0	3232	2652	-	124
02	3.86	-	12	-	3516	2884	-	-
03	0.95	6.2	11	8.0	3428	2772	-	131
04	2.41	6.5	11	7.0	3672	3080	-	158
07	15.89	6.6	6	11.8	2616	2136	-	153
08	6.17	7.2	6	12.3	2596	2104	2.50	154
09	4.49	6.9	6	10.0	3016	2460	-	143
10	2.93	7.2	8	11.2	4500	3764	-	93
11	5.13	7.2	9	10.0	3140	2332	-	150
14	4.90	6.8	9	7.5	3304	2694	-	145
15	3.77	6.7	10	9.2	3408	2748	-	147
16	2.41	6.9	10	6.7	3528	2832	-	136
17	3.04	7.0	10	8.5	3480	2792	-	144
18	2.41	6.9	10	9.5	3556	2900	-	155
21	7.63	6.8	9	10.0	4352	3500	-	126
22	2.95	-	-	-	4544	3592	-	143
23	1.68	6.3	10	6.2	4092	3280	1.93	147
24	1.82	6.5	11	-	2832	2264	-	141
25	2.20	6.5	10	9.2	3072	2464	-	133
28	6.70	6.3	10	9.1	3324	2704	-	132
29	6.17	6.6	10	6.6	3540	2836	-	124
31	8.40	6.9	10	9.0	3572	2900	-	134

- No data available

PERFORMANCE DATA - SPRUCE POINT

Date (1983)	$TBOD_5$ Inf	$TBOD_5$ Eff	ALK Inf	ALK Eff	SS Inf	SS Eff	TKN Inf	TKN Eff	NH_3-N Inf	NH_3-N Eff	TP Inf	TP Eff	NO_3-N Eff	MLSS	VSS	SVI
	mg/L														%	mL/g
June 2	107	6	141	75	110	6	21	5	15	2	3	0.1	6	5430	60.50	46
10	95	3	152	89	60	8	20	5	13	2	2	0.1	5	4750	61.63	63
24	46	4	137	112	226	10	17	5	9	2	4	-	2	2790	62.33	125
30	38	2	120	87	44	2	15	8	8	2	3	0.2	3	2500	62.40	120
July 4	30	7	110	89	36	4	11	5	6	3	1	0.1	2	1792	62.50	173
21	64	3	118	79	39	1	14	6	8	2	2	0.2	4	2064	60.66	136
Aug. 4	54	3	134	77	59	1	19	6	10	1	2	-	6	2004	64.47	-
5	54	4	134	79	109	2	18	5	10	1	3	0.2	5	2320	62.24	-
18	35	4	98	77	44	7	12	4	6	1	1	0.2	3	524	64.12	190
Oct. 3	41	1	109	79	82	1	13	8	5	2	1	0.1	5	2472	70.06	125
25	87	2	105	73	323	8	24	6	7	2	5	-	5	2808	69.23	103

- No data available

PERFORMANCE DATA - RIVERCREST

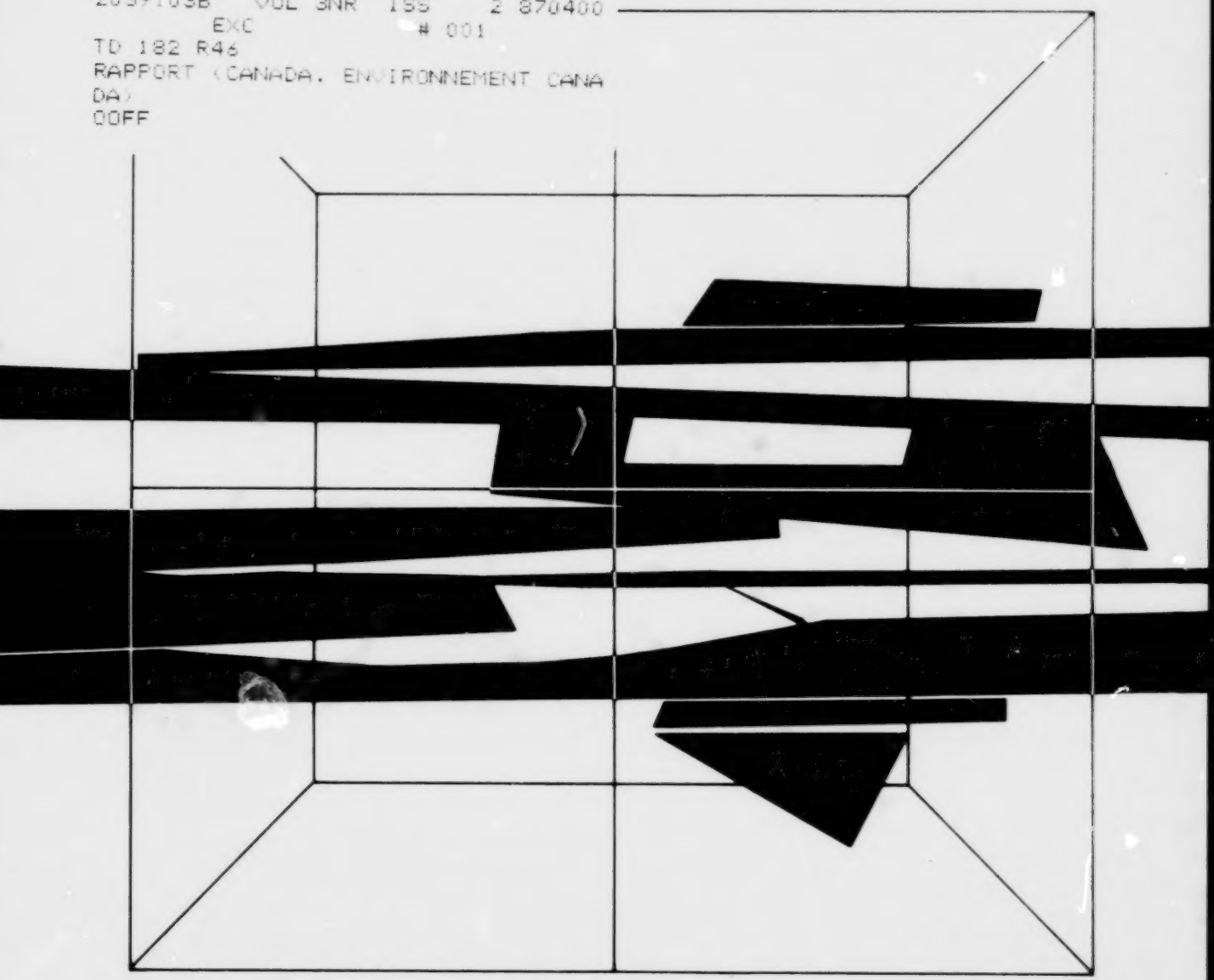
Date (1983)	$TBOD_5$ Inf	$TBOD_5$ Eff	ALK Inf	ALK Eff	SS Inf	SS Eff	TKN Inf	TKN Eff	NH_3-N Inf	NH_3-N Eff	TP Inf	TP Eff	NO_3-N Eff	MLSS	VSS	SVI
	mg/L														%	mL/g
Oct. 3	154	25	559	532	150	38	59	34	35	28	10	11	1	1220	88.5	-
5	117	13	559	559	113	14	69	39	36	32	9	7	1	1448	81.2	69
10	147	11	543	555	116	20	54	44	35	34	9	7	1	2056	81.9	58
12	176	12	520	541	163	10	48	42	32	32	7	6	1	-	-	-
13	188	14	518	562	86	4	46	46	30	37	7	6	1	2752	79.4	58
17	242	5	566	544	609	14	60	39	34	35	10	8	1	2892	76.8	66
20	241	10	568	485	283	1	60	30	37	26	8	7	2	-	-	-
24	310	11	536	354	468	9	62	11	36	4	9	7	2	3640	76.7	80
27	211	6	570	384	113	17	58	7	36	1	7	7	4	3332	77.4	84
31	115	7	522	393	157	9	51	4	25	1	7	6	3	3312	77.3	78
Nov. 5	356	5	522	350	604	26	71	13	47	1	9	5	21	2700	77.5	107
8	283	7	566	362	199	27	71	9	41	1	9	5	18	2808	79.9	107
13	225	24	572	370	208	66	60	13	39	3	8	7	14	3784	78.9	132
22	282	20	528	394	145	4	77	8	38	1	10	5	8	3944	81.7	203
30	261	30	546	396	374	19	94	8	51	2	13	6	4	2564	82.8	136
Dec. 14	325	37	566	498	203	34	54	34	33	26	10	4	1	3504	84.0	114
21	336	12	511	471	479	19	58	27	33	22	9	1	5	3700	82.6	111
28	273	7	550	337	252	11	65	14	39	1	9	3	24	3672	84.1	122

- No data available

La transformation de petites installations municipales d'épuration en bassins à marche séquentielle discontinue

Rapport SPE 3/NR/2
Avril 1987

Environment CANADA Environnement
2039103B VOL 3NR ISS 2 870400
EXC # 001
TD 182 R46
RAPPORT (CANADA. ENVIRONNEMENT CANADA)
OOFF

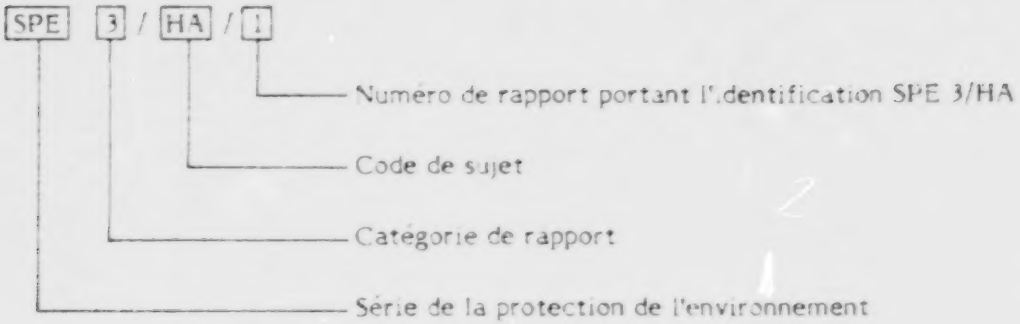


Environnement Canada Environment Canada

Canada

SÉRIE DE RAPPORTS DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

Exemple de numérotage:


SPE 3 / HA / 1
Numéro de rapport portant l'identification SPE 3/HA
Code de sujet
Catégorie de rapport
Série de la protection de l'environnement

Catégories

1	Règlements/Lignes directrices/ Codes de procédure
2	Consultation publique: évaluation des problèmes, options de contrôle
3	Recherche et développement technologique
4	Revues de la documentation
5	Relevés
6	Évaluations des impacts sur l'environnement
7	Surveillance
8	Propositions, analyses et énoncés de principes généraux
9	Guides

Sujets

AG	Agriculture
AP	Polluants atmosphériques
AT	Toxicité aquatique
CC	Produits chimiques commerciaux
CE	Consommateurs et l'environnement
CI	Industries chimiques
FA	Activités fédérales
FP	Traitement des aliments
HA	Déchets dangereux
IC	Chimie inorganique
MA	Pollution marine
MM	Exploitation minière et traitement des minéraux
NR	Régions du Nord et rurales
PF	Papier et fibres
PG	Production de l'électricité
PN	Pétrole et gaz naturel
SF	Traitement de surface
SP	Déversements de pétrole et de produits chimiques
SRM	Méthode de référence normalisée
TS	Systèmes de transport
UP	Pollution urbaine

Sujets et codes additionels sont introduits au besoin. Une liste de rapports du SPE peut être obtenue en s'adressant aux Publications de la protection de l'environnement, Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0E7.

LA TRANSFORMATION DE PETITES INSTALLATIONS MUNICIPALES D'ÉPURATION EN BASSINS À MARCHE SÉQUENTIELLE DISCONTINUE

par

H. Melcer, B.H. Topnik et W.K. Bedford

Environnement Canada
Rapport SPE 3/NR/2
Avril 1987

Publication
distribuée par la Section des publications
Conservation et Protection
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0E7

Édition française de
Conversion of Small Municipal Wastewater Treatment Plants to Sequencing Batch Reactors
préparée par le Module d'édition française

English copy available at the above mentioned address

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1987
N° de cat. En 49-13 3-2F
ISBN 0-662-94228-0
IMPRIMERIE BEAUREGARD LIMITÉE

COMMENTAIRES DES LECTEURS

Les lecteurs ayant des commentaires à formuler au sujet du présent rapport sont priés de s'adresser à:

Dr H. Melcer
Centre technique des eaux usées
Conservation et Protection
Environnement Canada
C.P. 5050
Burlington (Ontario)
L7R 4A6

RÉSUMÉ

L'installation de bassins à marche séquentielle discontinue en vue d'améliorer la conception et l'exploitation des stations d'épuration des eaux usées dans les petites localités et les établissements provisoires est économiquement et techniquement faisable. La régulation automatique du fractionnement temporel des opérations successives dans un bassin unique rend les processus semblables à ceux d'un système classique à boues activées.

Le traitement en bassins à marche séquentielle discontinue d'eaux usées urbaines décantées et d'eaux ménagères a permis d'obtenir des effluents épurés de bonne qualité, présentant des valeurs moyennes de la DBO_5 totale de 4 ± 2 à 14 ± 9 mg/l et des teneurs moyennes en matières en suspension de 5 ± 3 à 19 ± 15 mg/l, malgré des variations considérables de la charge de pollution.

ABSTRACT

The installation of sequencing batch reactors (SBRs) has proven to be a technically and economically feasible method of upgrading the design and operation of wastewater treatment plants in small or temporary communities. By controlling the timing of the sequence of different operations in a simple vessel, the processes in a sequencing batch reactor are like those of a conventional, activated sludge system.

Unsettled domestic sewage and greywater treated in SBRs achieve good effluent quality with mean total BOD_5 values of 4 ± 2 to 14 ± 9 mg/L and mean suspended solids values of 5 ± 3 to 19 ± 15 mg/L, despite large fluctuations in loading.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ		V
ABSTRACT		VI
LISTE DES FIGURES		VIII
LISTE DES TABLEAUX		IX
REMERCIEMENTS		X
1	INTRODUCTION	1
2	CARACTÉRISTIQUES DES STATIONS	3
2.1	Glenlea	4
2.2	Spruce Point	5
2.3	Rivercrest	6
3	MÉTHODOLOGIE	8
3.1	Méthode d'échantillonnage	8
3.2	Mesure de la consommation d'électricité	9
4	ÉVALUATION DU RENDEMENT	10
4.1	Qualité des effluents	10
4.2	Charges massiques	13
4.3	Nitrification	14
5	CONSOMMATION D'ÉNERGIE ÉLECTRIQUE	16
6	EXPLOITATION ET ENTRETIEN	17
7	ÉVALUATION DES COÛTS DU PROCÉDÉ	19
8	CONCEPTION	21
9	RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS	24
RÉFÉRENCES		
ANNEXE	EAUX D'ENTRÉE ET DE SORTIE À GLENLEA, SPRUCE POINT ET RIVERCREST	27

LISTE DES FIGURES

1	DIAGRAMME DES OPÉRATIONS SUCCESSIVES À GLENLEA	5
2	DIAGRAMME DES OPÉRATIONS SUCCESSIVES À SPRUCE POINT	6
3	DIAGRAMME DES OPÉRATIONS SUCCESSIVES À RIVERCREST	7
4	DBO_5 À L'ENTRÉE	12
5	DBO_5 À LA SORTIE	12
6	DIAGRAMME MODIFIÉ DES OPÉRATIONS SUCCESSIVES À RIVERCREST	17

LISTE DES TABLEAUX

1	CARACTÉRISTIQUES DE CHACUNE DES TROIS STATIONS	4
2	CALENDRIER D'ÉCHANTILLONNAGE	8
3	DONNÉES (MOYENNES) DE RENDEMENT DES BASSINS À MARCHE SÉQUENTIELLE	11
4	DONNÉES (MOYENNES) DE FONCTIONNEMENT DU PROCÉDÉ	13
5	TAUX DE NITRIFICATION	15
6	CONSOMMATION D'ÉNERGIE ÉLECTRIQUE	16
7	COÛTS D'UNE TRANSFORMATION EN PROCÉDÉ SÉQUENTIEL DISCONTINU ($ CAN DE 1983)	20
8	IMMOBILISATIONS POUR UN BASSIN NEUF ($ CAN DE 1983)	20

REMERCIEMENTS

La présente étude a été subventionnée par Transports Canada, Environnement Canada et Approvisionnements et Services Canada.

M. Melcer est chef de la Section des traitements biologiques et W.K. Bedford est technicien au Centre technique des eaux usées, à Burlington (Ontario). B.H. Topnik est le principal associé de la Société Topnik & Associates Ltd., à Winnipeg (Manitoba).

1 INTRODUCTION

Les modèles et le fonctionnement des stations d'épuration des eaux usées utilisées dans les petites agglomérations, les quartiers domiciliaires, les institutions, les centres de villégiature, les baraquements de chantiers éloignés et les localités minières peuvent présenter des problèmes qui touchent peu de stations d'épuration de grande taille. Parmi ces problèmes, mentionnons des charges hydrauliques et organiques extrêmement variables, une capacité excessive des décanteurs secondaires et une pénurie de personnel qualifié pour assurer le fonctionnement et l'entretien des installations. Au Canada, la situation est aggravée par les hivers rigoureux. On se heurte à de tels problèmes dans de nombreuses stations exploitées par le gouvernement fédéral dans les aéroports, les bases militaires et les parcs nationaux. Au cours des dix dernières années, Environnement Canada a évalué tout un éventail de techniques susceptibles de remédier à la situation. Dans le cadre de ce programme permanent, on a étudié la faisabilité de l'utilisation, dans les stations peu efficaces, d'un bassin à marche séquentielle discontinue (connu également sous le nom de réacteur biologique séquentiel).

Le procédé séquentiel est un raffinement du procédé discontinu*. Mis au point en Angleterre au début des années 1900, le bassin à marche discontinue (ou bassin à cuvées), qui au départ fonctionnait selon un système de remplissage et de vidange alternatif, a été remplacé par le bassin d'aération (boues activées) à écoulement continu parce qu'il exigeait une surveillance constante et qu'on ne pouvait le contrôler automatiquement de façon fiable. Au cours des années 1970, on a de nouveau eu recours au procédé discontinu lorsque Pasveer a modifié un fossé d'oxydation en régime continu pour mettre au point un procédé d'évacuation discontinue à aération intermittente (1) et que Goronszy a eu recours à un système d'aération prolongée à un seul bassin à alimentation continue/évacuation discontinue (2). Suite à la mise au point d'appareils de régulation automatique fiables et peu coûteux et aux travaux de développement poussés qui ont porté sur les bassins à marche séquentielle discontinue aux États-Unis, on a pu procéder à une démonstration en vraie grandeur à la station de Culver (Ind.) (3).

En réglant le déroulement temporel d'une séquence dont les opérations sont concentrées dans un seul bassin, le procédé séquentiel discontinu se hisse au niveau des procédés unitaires du système classique de bassins à boues activées. D'après Irvine et

---

* Aussi appelé *procédé par cuvées ou procédé par charges.*

Busch (4), un cycle type comprend cinq phases: le remplissage, la réaction, la décantation, la vidange et le repos. Les fractions de la durée d'ensemble recommandées pour les différentes phases sont indiquées ci-dessous:

Phase	Fraction de la durée totale
Remplissage	0,5
Réaction	0,1
Décantation	0,1
Vidange	0,1
Repos	0,2

La durée de chaque phase est déterminée par le volume et l'amplitude des variations de la charge hydraulique, la nécessité de satisfaire à la demande en oxygène dans les limites d'une consommation d'électricité qui soit économique, ainsi que par l'addition ou l'omission d'opérations comme l'élimination des nutriants. Si la durée de chaque phase est appropriée, on peut obtenir un bon rendement. Par exemple, à la station Culver (Ind.), les moyennes mensuelles pour la demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO_5), les matières solides totales en suspension (MSTS) et l'ammoniac des eaux épurées étaient inférieurs, respectivement, à 20, 20 et 2 mg/l (3).

Le procédé séquentiel discontinu offre de nombreux avantages par rapport aux bassins à boues activées classiques. Il permet de régulariser les charges hydrauliques de pointe et de simplifier le fonctionnement en éliminant le recyclage des boues. La décantation s'effectue dans les meilleures conditions (immobilité). En outre, cette technique est peu coûteuse et peut être facilement automatisée.

En 1982, afin d'examiner les avantages du procédé, une évaluation fut faite de trois stations modifiées où il était exploité. L'étude visait à évaluer:

- la stabilité du procédé et l'homogénéité de la qualité des effluents;
- les exigences d'élimination des boues;
- les exigences de fonctionnement et d'entretien;
- les critères de conception des bassins;
- les immobilisations et les coûts de fonctionnement et d'entretien de stations de diverses tailles;
- la mesure dans laquelle le procédé convenait aux petites localités éloignées.

2 CARACTÉRISTIQUES DES STATIONS

Les trois stations retenues pour l'étude présentent certaines caractéristiques communes. Elles sont situées au Manitoba, dans des zones où les conditions sont typiques des hivers des Prairies. Toutes les installations sont fermées et chauffées au moyen de lampes ou de plinthes chauffantes pour protéger les systèmes contre le gel. Dans les stations de Glenlea et de Spruce Point, les bassins d'aération prolongée, qui avaient été installés parce que les conditions du sol ne permettaient pas le recours aux fosses septiques ou aux champs d'épuration, ont été transformés en bassins à marche séquentielle discontinue. Dans le passé, le rendement de ces bassins d'aération prolongée avait été irrégulier et faible. Avant la transformation, la troisième station, celle de Rivercrest, éliminait les eaux usées au moyen de fosses septiques. Dans les trois cas, les concentrations admissibles de DBO_5 et de MSTS des effluents étaient respectivement de 30 mg/l et 30 mg/l (valeurs imposées par le ministère de l'Environnement du Manitoba).

Les eaux usées brutes sont de type municipal. À Glenlea, les eaux d'égout brutes proviennent de 5 maisons, situées dans la station de recherche agricole de l'Université du Manitoba, à 25 km au sud de Winnipeg. À la mine de Spruce Point, située à 720 km au nord-ouest de Winnipeg, l'installation de la Hudson Bay Mining and Smelting dessert un personnel de 40 personnes. Elle traite les eaux usées provenant des douches et des toilettes de l'exploitation minière à la fin de chaque période de travail (3 périodes par jour). À Rivercrest, situé à 25 km au nord de Winnipeg, les eaux d'égout brutes sont filtrées et décantées avant d'être épurées dans le bassin à marche séquentielle discontinue.

À des fins de comparaison, le tableau 1 résume les caractéristiques de chaque station. Pour ce faire, on a eu recours à l'ensemble de la base de données dont on disposait pour les trois stations (voir annexe). Les débits moyens varient de presque deux ordres de grandeur, d'un minimum de 4,4 m^3/jour à Glenlea à un maximum de 227 m^3/jour à Rivercrest. À Glenlea, les débits varient considérablement, de 0,73 à 15,9 m^3/jour, ce qui est courant dans les très petites stations d'épuration (2). Les débits maximaux sont dus à l'infiltration du ruissellement superficiel par le regard situé en amont. À Spruce Point, des débits de pointe ont été relevés trois fois par jour, à la fin de chaque période de travail, alors qu'ils variaient entre 18,2 et 27,2 m^3/jour. À Rivercrest, le débit est relativement constant et se maintient entre 204 et 249 m^3/jour. On n'a pu déterminer pourquoi il n'y a pas de variation diurne du débit.

TABLEAU 1 CARACTÉRISTIQUES DE CHACUNE DES TROIS STATIONS

	Glenlea	Spruce Point	Rivercrest
Alimentation	Eaux usées brutes	Eaux usées domestiques décantées	Eaux usées décantées
Débit (m^3/j)			
Moyenne	4,4	22,7	227
Fourchette	0,73 - 15,9	18,2 - 27,2	204 - 249
Capacité du bassin (m^3)	9,1	14,5	72,6
Durée de l'opération (h)			
Remplissage et réaction	17,2*	3,37*	1,52*
Décantation	0,83	0,83	0,75
Vidange	0,37	0,6	1,33
Repos	0,0	0,0	0,0
Durée d'un cycle	18,4	4,8	3,6
Cycles/jour	1,3	5	6,7

* Aération au cours du remplissage.

D'une station à l'autre, la capacité du bassin varie, la taille coïncidant chaque fois avec la taille du bassin originel. La durée et la fréquence des opérations, réglées au moyen de minuteries et d'interrupteurs à flotteur, sont fonction du débit et de la capacité du bassin. On a songé à régler les opérations au moyen de microprocesseurs transistorisés, mais on a laissé tomber l'idée à cause des difficultés d'entretien de l'équipement dans les endroits éloignés. Au cours d'essais sur le terrain antérieurs, on avait démontré la fiabilité de l'équipement utilisé dans l'étude décrite ici. Des diffuseurs d'air à grosses bulles sont installés dans les trois stations.

2.1 Glenlea

À Glenlea, un système d'aération prolongée Smith et Loveless d'une capacité de 9 m^3/jour a été installé en 1964. À cause des variations des charges hydrauliques et organiques, des difficultés de fonctionnement sont survenues, nécessitant de fréquentes purges de la liqueur mixte. Le système ne permettait pas de maintenir un niveau satisfaisant de matières solides dans celle-ci et les paramètres des effluents dépassaient souvent les valeurs admissibles. La station a été modifiée en 1978; un diffuseur d'air a été incorporé au clarificateur intégral afin d'assurer le mélange des eaux usées et de réduire l'accumulation d'écume (figure 1). Même si le bassin de 9 m^3 présentait une capacité

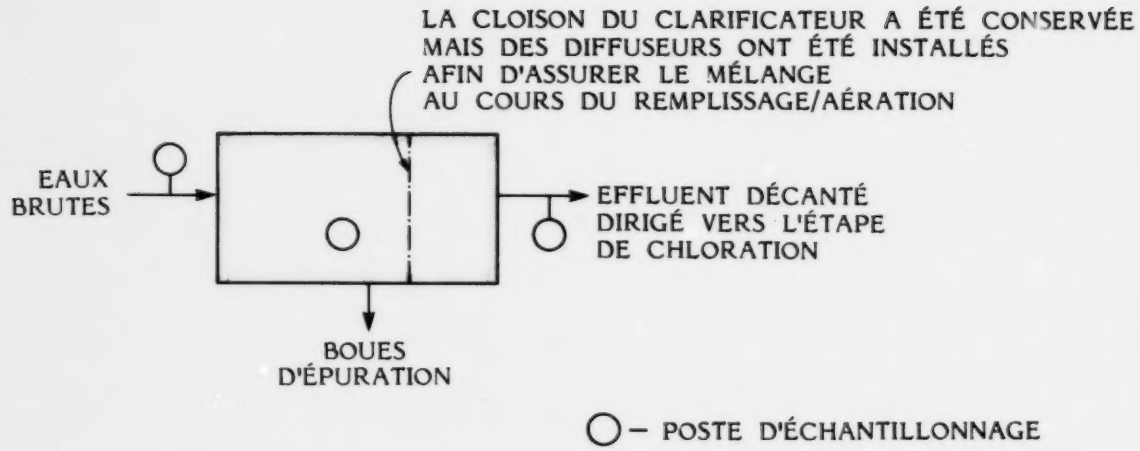


FIGURE 1 DIAGRAMME DES OPÉRATIONS SUCCESSIVES À GLENLEA

excessive, on l'a conservé étant donné qu'on prévoyait une augmentation du personnel. Comme il n'y a pas eu d'embauche supplémentaire, les charges d'eaux usées étaient faibles. On n'a pas installé un deuxième bassin pour le stockage des eaux usées acheminées durant les étapes de la décantation et de la vidange, car la localité desservie par le système est très petite et le réseau d'égouts gravitaires permettait le stockage d'un volume d'eaux usées de 48 heures. Plutôt, on prolonge la période de remplissage/aération de manière que le remplissage et la vidange s'effectuent au cours des périodes de débit minimal. Les eaux usées brutes sont soutirées des canalisations d'admission au moyen d'un injecteur d'air et des échantillons sont prélevés avant leur mise en bassin. Du chlore est ajouté à l'effluent qui est rejeté dans la rivière Rouge. On procède périodiquement à l'épandage des boues d'épuration.

2.2 Spruce Point

Au départ, l'exploitation minière de Spruce Point était dotée d'un bassin d'aération prolongée Lightning de 18 m^3 pouvant traiter 50 m^3/jour d'eaux usées produites par le personnel de la mine et une cafétéria. Le rendement de l'usine était irrégulier. La DBO_5 et les concentrations de MSTS des effluents variaient respectivement de 5 à 75 mg/l et de 1 à 120 mg/l. L'usine a été modifiée en 1981; le clarificateur intégral a été transformé en un bassin de transfert/rétention des eaux usées (figure 2). Les eaux usées

brutes sont stockées dans un bassin de 9 m^3, puis transférées au moyen d'une pompe au bassin de transfert/rétention. Une pompe immergée à flotteur assure le transfert des eaux usées décantées au bassin à marche séquentielle discontinue, d'une capacité de 14,5 m^3. Les eaux épurées sont pompées périodiquement du bassin. Une pompe immergée transfère les boues excédentaires à un digesteur aérobie. Les matières solides primaires et digérées décantées sont expédiées à une décharge contrôlée.

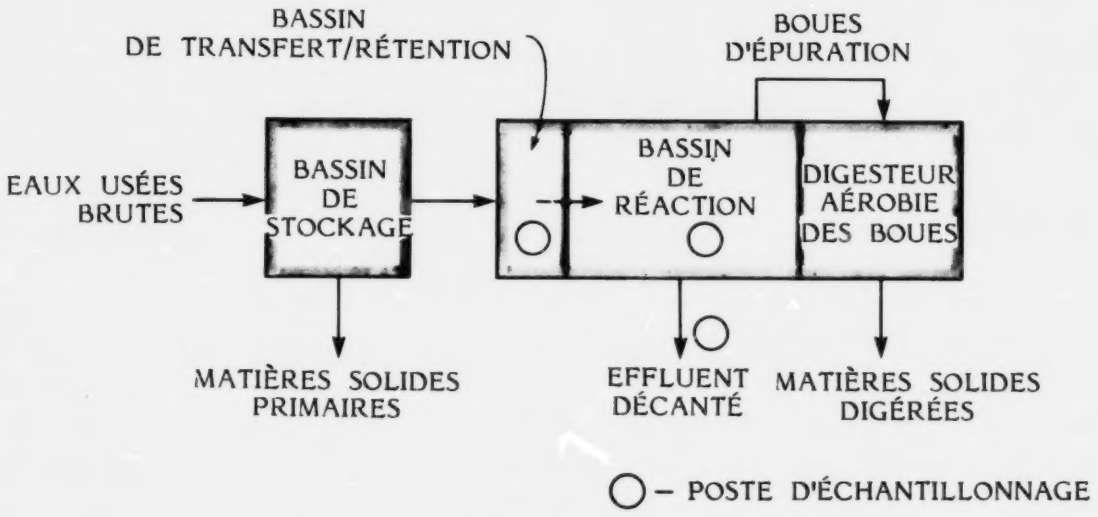


FIGURE 2 DIAGRAMME DES OPÉRATIONS SUCCESSIVES À SPRUCE POINT

2.3 Rivercrest

Au départ, les installations d'épuration des eaux d'égout de Rivercrest consistaient en deux fosses septiques de 73 m^3 fonctionnant en parallèle. Les modifications ont été terminées en 1983. Les deux fosses septiques de 73 m^3 ont été modifiées pour fonctionner en série (figure 3). La première fosse a été divisée en deux sections: l'une, où l'on a installé une grille (pour la rétention des déchets), sert de bassin de transfert/rétention des eaux usées brutes; l'autre, de bassin de digestion aérobie des boues. De façon périodique, on élimine manuellement les déchets de la grille et on les transporte sous vide avec les boues primaires et digérées décantées par camion jusqu'à la station municipale d'épuration de Winnipeg. On a recours à des pompes immergées pour transférer les eaux usées décantées au bassin à cuvées à marche séquentielle, et l'effluent épuré est rejeté dans la rivière Rouge. Les boues excédentaires sont transférées au moyen d'une pompe au bassin de digestion aérobie où le liquide surnageant est renvoyé dans le bassin à marche séquentielle.

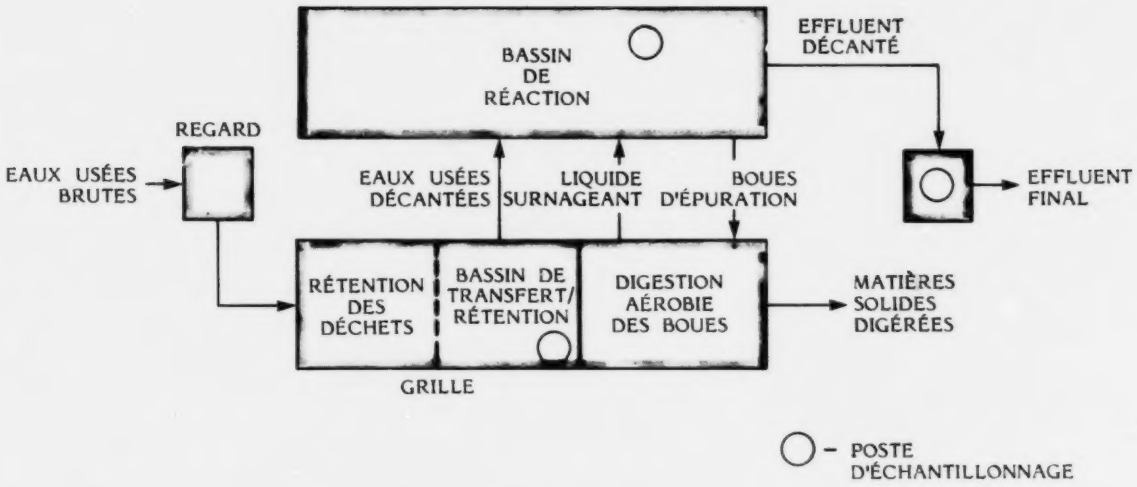


FIGURE 3 DIAGRAMME DES OPÉRATIONS SUCCESSIVES À RIVERCREST

3 MÉTHODOLOGIE

Les programmes d'échantillonnage ont été établis pour tenir compte des conditions de chaque emplacement, de la variabilité des charges et de débits relativement faibles. Les débits ont été déterminés à partir du nombre quotidien de cycles séquentiels discontinus, parce que le volume des effluents par cycle était fixe. Le programme de surveillance le plus complet a été mis en oeuvre à Glenlea parce qu'il s'agissait de la première station modifiée et parce qu'il était possible, de là, de se rendre rapidement à Winnipeg.

3.1 Méthode d'échantillonnage

À Glenlea, des échantillons composites d'eaux brutes et d'eau épurée ont été recueillis à des intervalles de 24 heures, 5 jours par semaine, pendant une période de 13 semaines. Aux deux autres stations, on a procédé à un échantillonnage intermittent, car les réservoirs de compensation/stockage dont elles étaient dotés minimisaient les variations du débit. Des échantillons instantanés des eaux usées brutes et de l'eau épurée ont été prélevés à des intervalles d'une ou deux semaines pendant une période de 21 semaines à Spruce Point et de 13 semaines à Rivercrest. Les paramètres suivants ont été analysés selon les méthodes normalisées (6): DBO_5 non filtrée, matières solides totales en suspension (MSTS), alcalinité, matières azotées et phosphore total. Des échantillons instantanés de liqueur mixte ont été prélevés simultanément aux trois stations afin de mesurer les matières en suspension (MSLM), l'indice de volume des boues (IVB), les matières en suspension volatiles (MSVLM) et les matières décantables. En outre, on a surveillé le pH, la température et les teneurs en oxygène dissous dans le bassin à marche séquentielle de Glenlea. Le tableau 2 résume le calendrier d'échantillonnage.

TABLEAU 2 CALENDRIER D'ÉCHANTILLONNAGE

	Glenlea		Spruce Point	Rivercrest
Échantillons	3 janv. - 31 mars 1983		2 juin - 25 oct. 1983	3 oct. - 28 déc. 1983
Type	Composite	Pris au hasard	Pris au hasard	Pris au hasard
Nombre				
Eaux brutes	62		11	18
Eau épurée	62		11	18
Liqueur mixte		62	11	18

3.2 Mesure de la consommation d'électricité

À Glenlea et à Rivercrest, la consommation totale d'électricité a été mesurée au moyen de wattheuremètres. De plus, on a évalué la consommation d'énergie des soufflantes d'après la puissance de leur moteur et la durée de leur utilisation. La consommation d'énergie de la pompe a également été calculée d'après la force du moteur et sa durée d'utilisation. L'écart entre la consommation réelle et estimée était dû au chauffage.

À Spruce Point, on n'a pas mesuré la consommation d'énergie, et par conséquent il a fallu l'évaluer d'après le nombre de cycles par jour et la durée d'utilisation et la puissance des pompes et des moteurs.

4 ÉVALUATION DU RENDEMENT

4.1 Qualité des effluents

Le tableau 3 résume les données relatives aux eaux d'entrée du bassin à cuvées aux trois stations (eaux usées brutes à Glenlea; eaux usées décantées à Spruce Point et à Rivercrest). Il résume la totalité des valeurs recueillies aux trois stations (voir l'annexe). Comme le montrent les diagrammes de probabilité (figures 4 et 5), les valeurs de la DBO_5 des eaux d'admission et des effluents étaient normalement distribuées aux trois stations. À Glenlea, les valeurs de la DBO_5 des eaux d'entrée étaient élevées et variables (268 ± 110 mg/l), ce qui est exceptionnel dans les petites installations d'épuration. Une variation de trois ordres de grandeur de la DBO_5 totale des effluents a été constatée à Spruce Point et Rivercrest, où des valeurs moyennes respectives de 59 ± 26 et de 235 ± 74 mg/l ont été relevées. En dépit de ces variations, comme le montre la figure 5, les trois effluents étaient stables. Les valeurs moyennes de la DBO_5 totale des effluents étaient respectivement de 5 ± 3, 4 ± 2 et 14 ± 9 mg/l à Glenlea, Spruce Point et Rivercrest.

Les valeurs de MSTS des eaux d'entrée et des effluents étaient aussi normalement distribuées dans les trois stations. À Glenlea, des variations considérables des concentrations de MSTS ont été relevées dans les eaux d'entrée, mais les effluents, dans lesquels on a mesuré une teneur moyenne en MSTS de 6 ± 4 mg/l, étaient stables. De même, le traitement était efficace à la station de Spruce Point où la valeur moyenne des MSTS était de 5 ± 3 mg/l. Ce rendement est dû au fait que les conditions au cours de la phase de décantation étaient quasi idéales (immobilité). La qualité de l'effluent à Rivercrest, où les teneurs moyennes en MSTS étaient de 19 ± 15 mg/l, était plus variable qu'aux autres stations en dépit du fait que l'indice de volume des boues et les périodes de décantation aient été similaires. Bien que la station ait été mise en service juste avant cette évaluation, on a déterminé que l'inefficacité relative du traitement était due à une période inadéquate de remplissage/réaction de 1,52 heure, par rapport à 3,37 heures à Spruce Point et à 17,2 heures à Glenlea. À Rivercrest, les débits nominaux avaient été nettement sous-estimés; ils étaient de l'ordre de 225 m^3/jour, alors qu'ils avaient été établis à l'origine à 110 m^3/jour. Compte tenu de la taille du bassin de réaction, cette erreur a entraîné une réduction de 50 p. 100 du temps d'aération. Dans les circonstances, le système ne pouvait pas donner de meilleurs résultats. On a recommandé d'avoir recours à un bassin d'aération plus grand afin d'augmenter le temps de réaction.

TABLEAU 3 DONNÉES (MOYENNES) DE RENDEMENT DES BASSINS À MARCHE SÉQUENTIELLE

	Glenlea			Spruce Point			Rivercrest		
	Entrée*	Sortie*	Élimination	Entrée*	Sortie*	Élimination	Entrée*	Sortie*	Élimination
	mg/l		%	mg/l		%	mg/l		%
DBO_5 totale	268 ± 110	5 ± 3	98	59 ± 26	4 ± 2	93	235 ± 74	14 ± 9	94
MSTS	171 ± 105	6 ± 4	96	103 ± 91	5 ± 3	95	262 ± 170	19 ± 15	93
NTK	76 ± 39	14 ± 6	82	17 ± 4	6 ± 1	65	62 ± 11	23 ± 15	63
NH_3N	55 ± 19	3 ± 5	95	9 ± 3	1,8 ± 0,1	80	36 ± 6	16 ± 15	55
NO_3N		31 ± 10			4 ± 2			6 ± 7	
PT	11 ± 5	5 ± 2	55	2,5 ± 1,3	0,2 ± 0,1	92	9 ± 1	6 ± 2	33

* Les données présentées sont des valeurs moyennes accompagnées d'une déviation standard ($\bar{x} \pm s$)

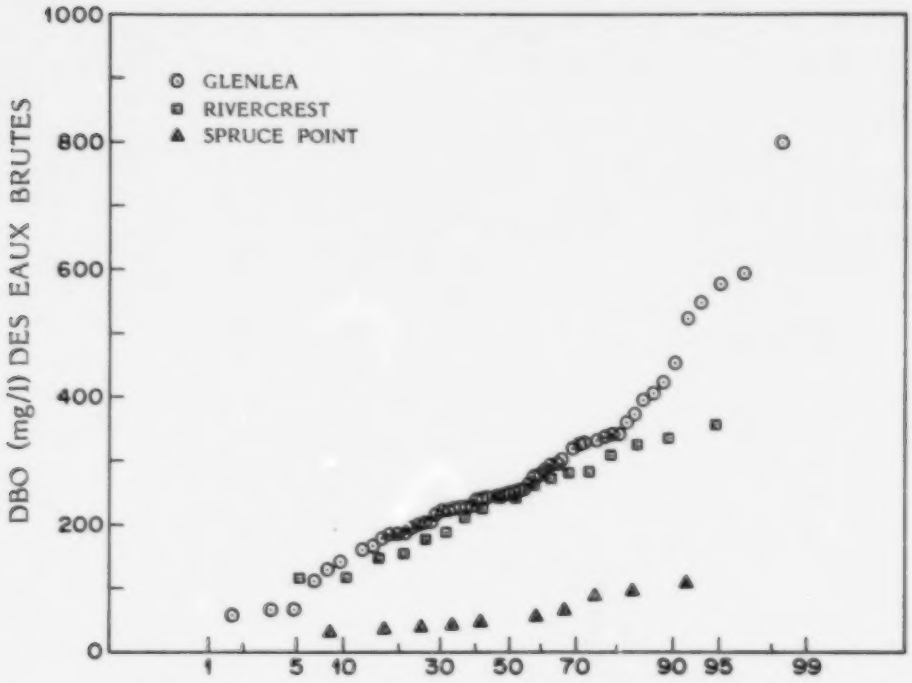


FIGURE 4 DBO_5 À L'ENTRÉE

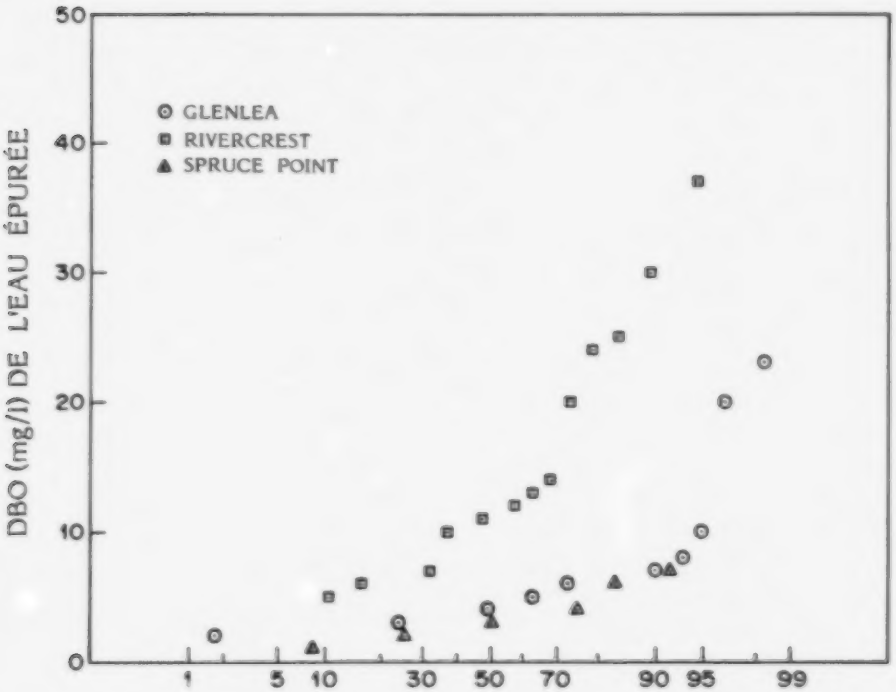


FIGURE 5 DBO_5 À LA SORTIE

TABLEAU 4 DONNÉES (MOYENNES) DE FONCTIONNEMENT DU PROCÉDÉ

	Glenlea	Spruce Point	Rivercrest
Charge organique massique			
kg DBO_5 appliquée/kg MSVLM . d	0,041	0,062	0,308
Charge nitrique			
kg NH_3N éliminé/kg MSVLM . d	0,008	0,008	0,026
Matières en suspension de la liqueur mixte			
mg/l	3855	2344	2958
% de matières volatiles	82,5	63,0	80,7
IVB (ml/g)	117	120	120
température (°C)	10	22	20
Gaspillage de boues			
kg MSLM . d	0,62	0,0	0,0
Durée de séjour des boues (d)	53,5	n.o.*	n.o.*

* Donnée non obtenue.

4.2 Charges massiques

On a calculé les charges organiques massiques (tableau 4) d'après les débits et les DBO_5 moyens (tableaux 1 et 3). Dans les bassins classiques à boues activées, les débits de charge organique varient généralement de 0,2 à 0,4 kg de DBO_5 appliquée/kg MVS · d tandis que ces valeurs sont de l'ordre de 0,05 à 0,15 pour les bassins d'aération prolongée (7). Même si les valeurs relevées étaient relativement faibles à Glenlea et à Spruce Point, les charges organiques semblaient se situer dans la même plage de valeurs que celles des systèmes à aération prolongée, tandis qu'à Rivercrest elles se situaient dans la même gamme de valeurs que celles des bassins à boues activées classiques. D'après Irvine et Ketchum (5), il ne convient peut-être pas d'utiliser les charges organiques massiques pour définir des normes de fonctionnement du bassin à marche séquentielle discontinue si l'on considère que le fonctionnement cyclique entraîne des variations de la charge organique dans le bassin. Exprimées en fractions de la durée d'aération sur la durée du cycle, les charges organiques correspondaient respectivement à 0,04, 0.09 et 0,73 à Glenlea, Spruce Point et Rivercrest. Les variations constatées à Glenlea étaient négligeables en regard de la longue période d'aération. À Rivercrest, l'augmentation considérable des valeurs indique qu'il y avait surcharge.

4.3 Nitrification

Bien que les stations n'aient pas été précisément conçues pour l'élimination des nutriants, on y a surveillé les espèces azotées et les valeurs de phosphore total (PT). Les valeurs moyennes sont données au tableau 3. Aucune déficience d'élimination des nutriants n'a été observée dans l'une ou l'autre des stations où les rapports DBO_5:N:P ont été de 100:20:4 (Glenlea), 100:15:4 (Spruce Point) et 100:15:4 (Rivercrest). À Glenlea et Rivercrest, les valeurs excessives d'azote Kjedhal et d'ammoniac dans les eaux usées urbaines n'ont pu être expliquées. Cependant, les faibles valeurs d'azote Kjedhal et d'ammoniac mesurées à Spruce Point étaient typiques des eaux ménagères.

Même si l'eau provenait de sources différentes, elle avait une alcalinité convenant à la nitrification aux trois stations, les valeurs moyennes observées ayant été les suivantes: 314 ± 88 mg/l à Glenlea, 123 ± 17 mg/l à Spruce Point et 546 ± 21 mg/l à Rivercrest. À partir des équations données dans le *Manual of Nitrification* de l'EPA américaine (8), la durée minimale de rétention des boues requise pour réaliser la nitrification dans les conditions de fonctionnement a été évaluée à 6 jours à Glenlea, à 2,5 jours à Spruce Point et à 1,7 jour à Rivercrest.

Le degré de nitrification a différé d'une station à l'autre. À Glenlea, une nitrification totale a été observée. Toutefois, étant donné que des matières solides primaires et secondaires ont été combinées dans le bassin d'aération, il a été impossible de calculer une véritable durée de séjour pondérée. À quatre reprises, des boues excédentaires ont été produites à Glenlea au cours de la période d'étude de 90 jours. Pendant cette période, la moyenne quotidienne de production de boues a été de 0,62 kg/jour. En conséquence, compte tenu du volume de matières solides traitées, on a évalué la durée de séjour des boues à 53 jours.

La nitrification a été observée à la station de Spruce Point, bien qu'il n'ait pas été possible de la caractériser adéquatement à cause des faibles valeurs d'azote Kjedhal des eaux à l'entrée du bassin. En outre, un changement influant sur l'épuration des eaux usées a été apporté aux pratiques d'exploitation de la mine, d'où l'impossibilité de calculer la durée de séjour des boues. Avant que l'étude ne soit amorcée, les eaux usées de la cafétéria étaient acheminées à l'ancien système d'aération prolongée et des volumes considérables de boues excédentaires étaient perdus. Pendant l'étude, la cafétéria a fermé ses portes, ce qui a mis fin aux pertes. On a donc déduit que la durée de séjour des boues à Spruce Point était longue.

À Rivercrest, la nitrification a été incomplète. Les modifications qui ont été apportées aux fosses septiques ont été terminées peu de temps avant le début de l'étude.

La charge d'eaux usées plus élevée que prévue a perturbé le démarrage et entraîné une perte considérable de matières solides en suspension. En outre, au cours des dernières étapes de l'étude, un fort volume de matières solides du bassin à marche séquentielle a été évacué par inadvertance. Il est peu probable que la durée de séjour des boues se soit stabilisée pendant l'étude.

D'après les bilans massiques d'alcalinité et d'azote, il s'est aussi produit une dénitrification incomplète aux trois stations, probablement pendant la période de décantation. En termes stoechiométriques, il faut environ 7 mg d'alcalinité pour oxyder 1 mg d'ammoniac et 3,6 mg d'alcalinité sont produits par mg de nitrate dénitrifié, d'où une perte nette de 3,4 mg d'alcalinité par mg d'ammoniac oxydé (8). Les rapports moyens d'alcalinité par unité d'ammoniac éliminé étaient de 4,8 à Glenlea, 5,7 à Spruce Point et 4,7 à Rivercrest, ce qui indique le degré de dénitrification (incomplète).

Les taux de nitrification calculés ont été exprimés en fonction de la durée de l'aération sur la durée du cycle. (Voir tableau 5.)

TABLEAU 5 TAUX DE NITRIFICATION

Station	Température moyenne (°C)	Taux de nitrification (kg NH_3N éliminé/kg MSVLM . d)	
		Taux calculé	Taux exprimé en fraction temporelle
Glenlea	10	0,008	0,008
Spruce Point	22	0,008	0,013
Rivercrest	20	0,026	0,061

À Glenlea, la basse température de la liqueur mixte était due au fait que l'étude a été effectuée en hiver. À Spruce Point, les températures ont été constamment élevées en raison de l'apport en eau provenant des douches. À Rivercrest, la température des eaux usées est demeurée élevée même pendant la période d'automne et d'hiver, car les canalisations étaient enfouies sous terre.

5 CONSOMMATION D'ÉNERGIE ÉLECTRIQUE

Les bassins à marche séquentielle discontinue n'avaient pas été conçus pour minimiser la consommation d'énergie. Néanmoins, on a évalué et comparé la consommation d'énergie enregistrée dans les trois stations (tableau 6). On n'a pas tenu compte du gaspillage dû à des problèmes mécaniques ou électriques. Les coûts ont été calculés sur la base d'un tarif de 0,05 $/kWh. En tenant compte de la durée d'utilisation des soufflantes, on a déterminé que la majeure partie de l'énergie électrique servait à l'aération.

TABLEAU 6 CONSOMMATION D'ÉNERGIE ÉLECTRIQUE

	Glenlea	Spruce Point	Rivercrest
Débit d'air m^3/kg DBO_5 éliminée	875	269	61
Énergie requise pour l'aération kWh/kg DBO_5 éliminée	22,8	6,6*	0,83*
Consommation globale d'énergie kWh/kg DBO_5 éliminée kWh/m^3 d'eau épurée	22,9 5,73	7,8 0,41	0,97 0,23

* Besoins en énergie du digesteur aérobie non compris.

Compte tenu du nombre de kWh nécessaire à l'élimination d'un kg de DBO_5, c'est la station de Rivercrest qui utilisait le moins d'énergie électrique. Toutefois, il importe d'élaborer sur ce point. À Glenlea, et dans une moindre mesure à Spruce Point, on a consommé plus d'énergie qu'à Rivercrest parce qu'on ne disposait que d'un seul bassin et qu'on devait en conséquence prolonger la période d'aération. Toutefois, la station de Rivercrest comportait plusieurs bassins, et la consommation d'énergie y était comparable aux valeurs publiées. À la station de Culver, Irvine et Ketchum (5) ont mesuré une consommation d'énergie de 0,28 kWh/m^3 d'eau épurée à un débit moyen de 1 312 m^3/jour. (Au moment où ils ont effectué leurs calculs, on ne procédait pas à la nitrification des eaux usées dans cette station.) Une comparaison des coûts en énergie électrique des stations de Spruce Point, Rivercrest et Culver indique des valeurs équivalentes en termes de kWh/m^3 d'eau épurée. Toutefois, si l'on calcule les coûts d'après le nombre de kWh/kg de DBO_5 éliminée, ils étaient considérablement plus élevés à Spruce Point qu'à Rivercrest, un écart attribuable aux faibles charges organiques des eaux ménagères de Spruce Point (par rapport aux charges organiques des eaux usées brutes de Rivercrest).

6 EXPLOITATION ET ENTRETIEN

La simplicité du procédé séquentiel par cuvées permet la régulation par minuteries et interrupteurs à flotteurs. En règle générale, le personnel affecté aux installations était principalement chargé de surveiller le fonctionnement de l'équipement mécanique. Des essais de décantation des boues permettaient de déterminer s'il importait d'évacuer les boues. À Glenlea et Spruce Point, la présence du personnel était requise de 20 à 30 minutes par jour, et à Rivercrest de 2 à 3 heures par jour, 5 jours par semaine. À Glenlea, la surveillance était assurée par des membres de la station de recherche, et à Spruce Point par le personnel de l'exploitation minière. Le personnel disposait de manuels d'instructions. Comme le montre la qualité des effluents, la simplicité de l'exploitation a permis au personnel à temps partiel d'assurer une surveillance adéquate.

La majorité des problèmes survenus dans les trois stations était d'ordre mécanique. Dans les trois, certains des problèmes ont été causés par les déchets accumulés dans les eaux usées brutes, l'encrassement des tiges réglant le niveau du liquide et l'obstruction des pompes utilisées pour l'admission et l'évacuation des eaux.

À Rivercrest, des mesures ont été prises afin d'éliminer les déchets présents dans le bassin d'aération. Au départ, on avait installé un crible d'aluminium pour remédier à cette situation. Après la période des essais, celui-ci a été enlevé pour que la décantation primaire puisse s'effectuer dans le premier compartiment (figure 6). Le trop-plein de ce

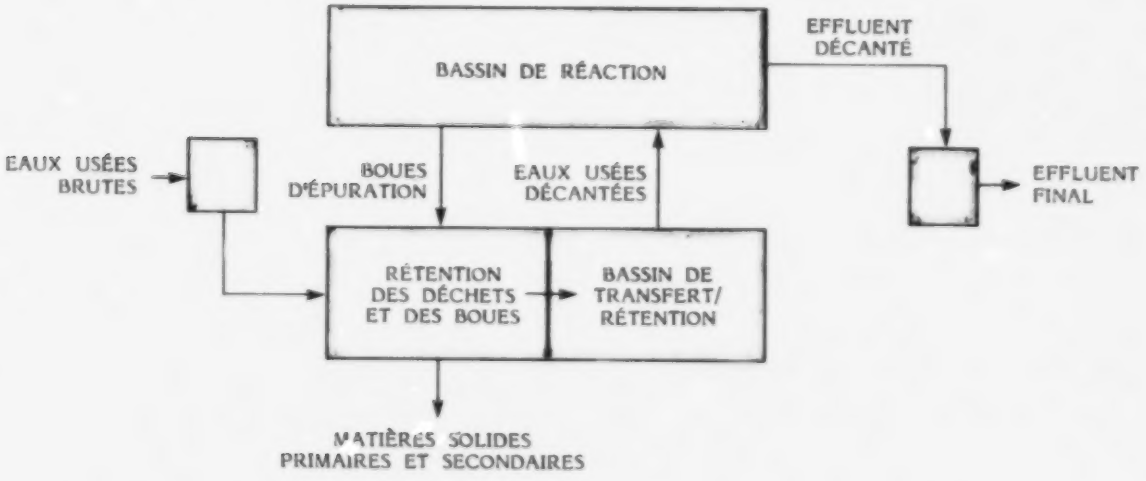


FIGURE 6 DIAGRAMME MODIFIÉ DES OPÉRATIONS SUCCESSIVES À RIVERCREST

compartiment était évacué dans le compartiment adjacent (l'ancien bassin de digestion aérobie des boues) qui avait été transformé en bassin de transfert/rétention. Là, une pompe immergée (actionnée par des interrupteurs à flotteur) servait à transférer les eaux usées décantées au compartiment d'aération. Les problèmes d'encrassement ont ainsi été éliminés.

D'autres problèmes survenus au cours de la période d'évaluation étaient dus aux stations mêmes. Par exemple, à Rivercrest, l'enceinte du bassin d'aération provoquait la formation d'humidité, et par voie de conséquence la corrosion de l'équipement utilisé pour mesurer la température et le pH. On a remédié à la situation en recouvrant le bassin et en y assurant une bonne ventilation.

En ce qui concerne les matières solides en suspension de la liqueur mixte, l'objectif des trois stations étaient de maintenir celles-ci entre 2500 et 4500 mg/l. Comme le montre le tableau 4, les concentrations moyennes de matières solides en suspension à Glenlea se trouvaient dans cette fourchette de valeurs. À Spruce Point, elles étaient de 2344 mg/l en raison de pertes accidentelles de boues, qui réduisaient les concentrations de biomasse de la liqueur mixte. À Rivercrest, la concentration moyenne de matières solides en suspension se trouvait aussi dans la fourchette de valeurs fixée en dépit des problèmes survenus au moment de la mise en service. Les trois petits systèmes de traitement séquentiel discontinu étudiés ici ne comportaient pas de canalisations de retour des boues, ni de broyeurs ni de collecteurs d'écume, ce qui permettait d'éviter les problèmes généralement associés aux systèmes d'aération prolongée (9). On enrayait la formation de glace en plaçant dans des enceintes les bassins à marche séquentielle.

7 ÉVALUATION DES COÛTS DU PROCÉDÉ

Les modifications apportées aux stations de Spruce Point et de Rivercrest ont coûté respectivement 18 500 $ et 62 900 $ canadiens (tableau 7, dollars canadiens de 1983). Les coûts des changements effectués à Glenlea ne sont pas indiqués, étant donné qu'ils étaient prévus au budget de fonctionnement et d'entretien de l'université. D'après les résultats obtenus aux trois stations, on a évalué les coûts d'installation de nouveaux bassins à marche séquentielle discontinue, de dimensions et de capacité similaires (tableau 8). Bien que les coûts varient selon les particularités locales, on a tenu compte du temps et des coûts d'installation de bassins dans des endroits relativement éloignés. L'opération peut être fort coûteuse lorsque tous les matériaux doivent être expédiés sur place par avion. Les coûts varient d'un maximum de 11 000 $ CAN/m^3 de volume de bassin pour les plus petites installations d'un débit de 5 m^3/jour ou moins à 550 $ CAN/m^3 de volume de bassin pour les stations dont les débits atteignent jusqu'à 500 m^3/jour, ce qui démontre qu'ils varient fortement selon la taille des installations. Ketchum *et al.* (10) ont comparé les frais de mise en marche des bassins à marche séquentielle discontinue et ceux des systèmes de traitement classique. Ils ont, par exemple, comparé les coûts de production d'un effluent présentant une concentration de DBO_5 de 100 mg/l d'un système de traitement séquentiel discontinu à bassin unique, d'une capacité nominale de 345 m^3/jour (concentration de DBO_5 de 200 mg/l dans les eaux brutes) et desservant une localité de 100 équivalents-habitants, avec ceux d'un étang non aéré et d'une station d'épuration compacte préfabriquée. Le traitement séquentiel discontinu était le plus avantageux, à un coût de 292 $ US/m^3 d'eau épurée · jour (dollars US de 1979).

Les sommes présentées au tableau 7 ne tiennent pas compte des coûts de l'enlèvement et de l'élimination périodique des boues. Les frais d'exploitation correspondent principalement aux coûts de l'aération. À Glenlea, les économies réalisées au chapitre de la main-d'oeuvre ont été contrebalancées par les coûts des longues périodes d'aération nécessaires dans un système à bassin unique et à faible débit. Il y a donc des compromis qui s'imposent: on peut opter pour les avantages offerts par un système à bassin unique, mais alors il faut prévoir des coûts élevés pour les longues périodes d'aération, ou avoir recours à un système à bassins multiples, coûteux mais plus efficient.

TABLEAU 7 COÛTS D'UNE TRANSFORMATION EN PROCÉDÉ SÉQUENTIEL DISCONTINU ($ CAN de 1983)

	Coûts		
	Glenlea	Spruce Point	Rivercrest
Immobilisations			
montant total ($)		18 500	62 900
$/m^3 d'eau épurée · d		815	277
Frais d'exploitation			
énergie, $/an	460	170	952
main-d'oeuvre, $/an	560	1 560	7 800
$/kg DBO_5 éliminée*	5,03	3,87	0,45
$/m^3 d'eau épurée*	1,26	0,21	0,10

* Coûts de la main-d'oeuvre et de l'énergie seulement.

TABLEAU 8 IMMOBILISATIONS POUR UN BASSIN NEUF ($ CAN de 1983)

Débit (m^3/d)	Immobilisations/volume de bassin ($ /m^3 du bassin de réaction)
Jusqu'à 5	jusqu'à 11 000
6 à 15	9 000 à 4 500
16 à 500	4 500 - 550

8 CONCEPTION

La conception des systèmes de traitement séquentiel discontinu, particulièrement dans le cas de très petites installations, requiert une approche qui diffère de celle qui convient aux stations compactes à boues activées classiques. La présente étude a montré des variations considérables des charges organiques et hydrauliques (faibles charges à Glenlea et surcharges à Rivercrest), similaires à celles qui ont déjà été mesurées dans d'autres petites installations d'épuration. Néanmoins, le fonctionnement des bassins à traitement séquentiel discontinu n'a pas été perturbé par ces variations, comme en témoigne la qualité constante des effluents. D'après les résultats d'essais effectués dans de très petites installations d'épuration, même avec des variations des charges hydrauliques d'un ordre de grandeur, le bassin à traitement séquentiel discontinu peut donner de bons résultats. Le débit d'évacuation de l'eau épurée (et par conséquent la vitesse d'abaissement du niveau du liquide surnageant) ne doit toutefois pas causer la remise en suspension des boues décantées.

Le nombre de bassins utilisés est fonction du débit à traiter.

Les stations de Glenlea et de Spruce Point comportaient un unique bassin. L'apport en eaux usées à Glenlea était restreint (5 maisons) et pouvait être traité dans un seul bassin. La décantation était effectuée au cours des périodes où on prévoyait un apport minimal, de sorte qu'il n'était pas nécessaire de disposer d'un second bassin; toutefois, la période d'aération prolongée était plus coûteuse.

À Spruce Point, les débits étaient prévisibles, fluctuant avec les changements des équipes de travail, et la décantation était effectuée entre ces changements. La présence d'un bassin de stockage en amont a facilité la transformation du système, car il n'a pas été nécessaire de prévoir un deuxième bassin à traitement séquentiel discontinu.

L'apport en eaux usées à Rivercrest était plus fort (142 maisons). L'installation d'un deuxième réacteur, c.-à-d. d'un deuxième bassin à traitement séquentiel discontinu, s'imposait afin d'emmagasiner les eaux usées au cours de la décantation. D'après Barth (11), dans les stations recevant un apport continu en eaux usées, il est nécessaire de disposer de deux bassins à marche séquentielle. Lorsqu'en fin de remplissage l'étape de la réaction s'amorçe dans le premier bassin, on met en service le second bassin où un autre cycle commence (remplissage). Irvine et Richter (12) ont décrit une technique de simulation qui démontrait que le nombre de bassins de réaction et le volume total des eaux étaient fonction de la variabilité de l'écoulement massique. Selon eux, il importe de bien comprendre le modèle de variation de l'écoulement des eaux usées brutes.

Dans la plus petite station, la durée de la période d'aération dépendait du nombre de bassins installés (un seul ou deux). À Glenlea, les eaux usées étaient aérées pendant quasi toute la séquence, car le remplissage du bassin prenait presque une journée entière. Dans les autres stations, on a eu recours aux *ten - state standards* relatifs aux charges des bassins d'aération (13) dès la conception du système afin de s'assurer que le volume du bassin déjà en place permettrait une période d'aération suffisante.

Metcalf et Eddy (7) suggèrent des directives concernant l'aération dans les petites installations à boues activées qui fonctionnent à un rapport nourriture/micro-organismes inférieur à 0,3. Ils proposent une fourchette de 75 à 115 m^3 d'air/kg de DBO_5 éliminée. Dans la présente étude, les valeurs calculées étaient respectivement de 875, 269 et 61 m^3 d'air/kg de DBO_5 éliminée dans les stations de Glenlea, de Spruce Point et de Rivercrest. À Glenlea, les valeurs étaient élevées à cause de la longue période d'aération nécessaire en raison des débits très faibles et de la présence d'un seul bassin. À Spruce Point, la valeur élevée était due aux faibles charges organiques des eaux ménagères.

On peut réduire notablement les concentrations de carbone et d'azote en prévoyant une période suffisante pour chaque phase du cycle. Il faut déterminer la période d'aération selon la demande en oxygène nécessaire à l'oxydation et la nitrification des matières carbonées. Au besoin, on peut prévoir une période d'agitation avant et après l'aération pour assurer la dénitrification, ce qui permet également de réduire la charge d'oxydation des matières carbonées. Dans de tels cas, les systèmes comportant des bassins distincts d'aération et de brassage offrent un maximum de souplesse. Cette méthode a déjà été mise à l'essai en laboratoire (14) et en vraie grandeur (3). En outre, si les eaux brutes sont conformes aux critères fixés et si l'on intègre une étape remplissage statique et remplissage-mélange sans aucune période d'aération au cours du cycle, on peut effectuer l'élimination biologique du phosphore dans les bassins à traitement séquentiel discontinu, ce qui a été démontré en laboratoire (15) et en vraie grandeur (16). Ces types de traitement risquent de ne pas convenir aux très petites installations d'épuration comme celles de Glenlea et d'y compliquer inutilement les opérations, mais ils peuvent être d'une grande utilité dans les stations plus grandes comme celle de Rivercrest.

Comme l'ont montré Irvine et Ketchum (5), étant donné que les bassins qui nous intéressent fonctionnent de façon discontinue, c.-à-d. par cuvées, les définitions de la charge organique peuvent différer. En outre, ces auteurs soutiennent qu'il ne convient peut-être pas d'avoir recours à la durée de séjour des boues pour définir les conditions de fonctionnement des bassins à traitement séquentiel discontinu, étant donné que le volume des boues après la décantation (et l'efficacité de la décantation) déterminera quelles

seront les concentrations maximales de matières solides en suspension qu'on peut atteindre, ce qui peut limiter la durée maximale de séjour des boues.

Toutefois, pour les installations éloignées, la meilleure méthode de régulation du processus biologique est peut-être la régulation de la durée de séjour des boues, et il importe donc de tenir compte de cette possibilité. Les types d'eaux usées traitées dans ces installations changent peu avec le temps. Il est donc facile de calculer le volume de liqueur mixte qu'il faut évacuer sur une base quotidienne. On peut ensuite vérifier périodiquement les concentrations de matières solides en suspension afin de s'assurer que les évaluations sont précises et d'apporter les modifications qui s'imposent, au besoin. Comme dans le cas des autres opérations de la séquence, l'évacuation peut être facilement automatisée.

Enfin, le procédé séquentiel discontinu pourrait peut-être permettre de résoudre les problèmes d'épuration des eaux usées qui surviennent dans les petites agglomérations éloignées. Irvine *et al.* (17) signalent que le traitement doit alors être effectué dans un seul bassin; celui-ci doit donc être assez grand pour recueillir au moins la totalité des eaux usées produites au cours d'une journée de débit maximal. En outre, il doit pouvoir recevoir les matières solides décantées et la revanche. Bon nombre d'organismes de réglementation déterminent des durées de séjour moyennes de 10 à 100 jours pour le lagunage (une autre possibilité) de sorte que, compte tenu des seuls facteurs hydrauliques, la taille minimale d'un bassin à cuvées à marche séquentielle est petite, même si l'on prévoit une marge de sécurité de 100 p. 100. Le bassin modifié qui fait l'objet de la présente étude peut produire un effluent de haute qualité (DBO_5, matières solides totales en suspension) et au besoin on peut y intégrer des fonctions de nitrification et de dénitrification. De surcroît, il permet d'éviter les problèmes de formation d'algues reliés aux effluents des étangs.

9 RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS

- Des eaux usées urbaines non décantées et des eaux ménagères ont été traitées dans un bassin à marche séquentielle discontinue afin de produire un effluent de qualité présentant des valeurs de DBO_5 totale de 4 ± 2 à 14 ± 9 mg/l et des concentrations moyennes de matières solides en suspension de 5 ± 3 à 19 ± 15 mg/l, en dépit des variations de charge. La taille des installations ne semble pas avoir influé sur le rendement. Bien que les stations n'aient pas été conçues pour la nitrification et la dénitrification, ces processus ont été observés.
- La température des effluents variait de 10 à 22 °C, descendant par moments à 4 °C au cours de la fonte de la neige. Les bassins de réaction ont été recouverts pour éviter le gel au cours des périodes froides de l'hiver, mais les conditions d'humidité élevées qui en ont résulté ont provoqué des problèmes de corrosion.
- La simplicité d'exploitation du bassin à marche séquentielle discontinue a permis de réduire au minimum l'intervention de l'opérateur. Les tâches de ce dernier ont consisté principalement à évacuer les boues, nettoyer les indicateurs de niveau et assurer l'entretien mécanique.
- Le bio-encrassement des indicateurs de niveau et l'obstruction des pompes de transfert ont été les principaux problèmes à survenir. On a installé en série un bassin pour retenir les déchets et les boues primaires.
- Le volume des bassins, l'emplacement des tuyaux d'extraction des boues et les périodes d'aération et de décantation ont été jugés comme des facteurs d'importance dans la conception du procédé. On peut contrôler la teneur en nutriants en modifiant le fractionnement temporel des opérations constitutives de la séquence.
- Les coûts de la transformation de l'équipement, de l'exploitation et de l'entretien ont varié selon l'endroit. Les coûts en capital des modifications apportées aux installations ont été respectivement de 815 et 277 $/m^3$ d'eau épurée par jour dans les stations de Spruce Point et de Rivercrest; les coûts d'exploitation et d'entretien y ont été respectivement de 3,87 et de 0,45 $/kg de DBO_5 éliminée. Les coûts ont été fonction de la taille des stations, les plus grandes étant les plus rentables.
- La transformation des petites stations d'épuration et des fosses septiques en bassins à traitement séquentiel discontinu est réalisable sur les plans techniques et économiques à des débits de 4 à 227 m^3/jour.

RÉFÉRENCES

1. Pasveer, A. A Case of Filamentous Activated Sludge, dans *J. Water Pollut. Control Fed.*, 41(7), 1340, 1969.

2. Goronszy, M.C. Intermittent Operation of the Extended Aeration Process for Small Systems, dans *J. Water Pollut. Control Fed.*, 51(2), 274, 1979.

3. Irvine, R.L. *et al.* Municipal Application of Sequencing Batch Treatment, dans *J. Water Pollut. Control Fed.*, 55(5), 484, 1983.

4. Irvine, R.L. et A.W. Busch. Sequencing Batch Biological Reactors - An Overview, dans *J. Water Pollut. Control Fed.*, 51(2), 235, 1979.

5. Irvine, R.L. et L.H. Ketchum. Full-Scale Study of Sequencing Batch Reactors (Final Report), U.S. EPA Grant No. R-806598-01-3, juillet 1982.

6. APHA/AWWA/WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 15^{e} éd., 1981.

7. Metcalf & Eddy, Inc. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse, 2^{e} éd., McGraw-Hill, 485, 1979.

8. U.S. Environmental Protection Agency. Process Design Manual for Nitrogen Control, U.S. EPA Technology Transfer, Cincinnati, Ohio, octobre 1975.

9. Guo, P.H.M. *et al.* Evaluation of Extended Aeration Activated Sludge Package Plants, dans *J. Water Pollut. Control Fed.*, 53(1), 33, 1981.

10. Ketchum, L.H. *et al.* First Cost Analysis of Sequencing Batch Biological Reactors, dans *J. Water Pollut. Control Fed.*, 51(2), 258, 1979.

11. Barth, E.F. Implementation of Sequencing Batch Reactors for Municipal Treatment. Compte rendu du 6^{e} Symposium sur le traitement des eaux usées, Environnement Canada, Montréal, novembre 1983.

12. Irvine, R.L. et R.O. Richter. Computer Simulation and Design of Sequencing Batch Reactors, Proceedings of the 31st Industrial Waste Conference, Purdue University, 182, 1976.

13. Anon., Recommended Standards for Sewage Works, Pub. Health Education Service Inc., Albany, N.Y., 1978.

14. Silverstein, J. et E.D. Schroeder. Performance of SBR Activated Sludge Processes with Nitrification/Denitrification, dans *J. Water Pollut. Control Fed.*, 55(4), 377, 1983.

15. Manning, J.F. et R.L. Irvine. The Biological Removal of Phosphorus in a Sequencing Batch Reactor, dans *J. Water Pollut. Control Fed.*, 57(1), 87, 1985.

16. Irvine, R.L. *et al.* An Organic Loading Study of Full-Scale Sequencing Batch Reactors, dans *J. Water Pollut. Control Fed.*, 57(8), 847, 1985.

17. Irvine, R.L. *et al.* Sequencing Batch Treatment of Wastewaters in Rural Areas, dans *J. Water Pollut. Control Fed.*, 51(2), 244, 1979.

ANNEXE

CARACTÉRISTIQUES DES EAUX D'ENTRÉE ET DE SORTIE À GLENLEA, SPRUCE POINT ET RIVERCREST

DONNÉES DE RENDEMENT - SPRUCE POINT

Date (1983)		DBO_5T		ALC		MSS		NTK		NH_3 - N		PT		NO_3 - N	MSS	MVSS	IVB
		Entrée	sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Sortie			
		mg/l														%	ml/g
Juin	2	107	6	141	79	110	6	21	3	15	2	3	0,1	6	3430	60,50	46
	10	99	3	152	89	60	8	20	3	13	2	2	0,1	3	4750	61,63	63
	24	46	4	137	112	226	10	17	3	9	2	4	-	2	2790	62,33	125
	30	38	2	120	87	44	2	15	8	8	2	3	0,2	3	2500	62,40	120
Juillet	9	30	7	110	89	36	4	11	3	6	3	1	0,1	2	1792	62,50	173
	21	64	3	118	79	39	1	14	6	8	2	2	0,2	4	2064	60,66	136
Août	4	54	3	134	77	99	1	19	6	10	1	2	-	6	2004	64,47	-
	5	54	4	134	79	109	2	18	3	10	1	3	0,2	3	2320	62,24	-
	18	35	4	98	77	44	7	12	4	6	1	1	0,2	3	524	64,12	190
Oct.	3	41	1	109	79	82	1	13	8	5	2	1	0,1	5	2472	70,06	125
	25	87	2	105	73	323	8	24	6	7	2	5	-	5	2808	69,23	103

-: Aucune donnée accessible.

DONNÉES DE RENDEMENT - RIVERCREST

Date (1983)	DBO_5T		ALC		MSS		NTK		NH_3 - N		PT		NO_3 - N	MSS	MVSS	IVB
	Entrée	sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Sortie			
	mg/l														%	ml/g
Oct. 3	154	25	559	532	150	38	59	34	35	28	10	11	1	1220	88,5	-
5	117	13	559	559	113	14	69	39	36	32	9	7	1	1448	81,2	69
10	147	11	543	555	116	20	54	44	35	34	9	7	1	2056	81,9	58
12	176	12	520	541	163	10	48	42	32	32	7	6	1	-	-	-
13	188	14	518	562	86	4	46	46	30	37	7	6	1	2752	79,4	58
17	242	5	566	544	609	14	60	39	34	35	10	8	1	2892	76,8	66
20	241	10	568	485	283	1	60	30	37	26	8	7	2	-	-	-
24	310	11	536	354	468	9	62	11	36	4	9	7	2	3640	76,7	80
27	211	6	570	384	113	17	58	7	36	1	7	7	4	3332	77,4	84
31	115	7	522	388	157	9	51	4	25	1	7	6	3	3312	77,3	78
Nov. 5	356	5	522	350	604	26	71	13	47	1	9	5	21	2700	77,5	107
8	283	7	566	362	199	27	71	9	41	1	9	5	18	2808	79,9	107
13	225	24	572	370	208	66	60	13	39	3	8	7	14	3784	78,9	132
22	282	20	528	394	145	4	77	8	38	1	10	5	8	3944	81,7	203
30	261	30	546	396	374	19	94	8	51	2	13	6	4	2564	82,8	136
Déc.14	325	37	566	498	203	34	54	34	33	26	10	4	1	3504	84,0	114
21	336	12	511	471	479	19	58	27	33	22	9	1	5	3700	82,6	111
28	273	7	550	337	252	11	65	14	39	1	9	3	24	3672	84,1	122

-: Aucune donnée accessible.

RENDEMENT DU RÉACTEUR - GLENLEA

DATE (1983)		DÉBIT m^3/d	pH	TEMP. °C	OD	MSLM mg/l	MVSLM	LM BR m^3/d	IVB ml/g
Janv.	3		6.3	11	7.2	3504	2976	-	90
	4	3.97	-	-	-	4724	3920	-	-
	5	4.81	7.0	11	-	3280	2860	-	95
	6	4.49	6.9	9	8.5	3856	3164	-	108
	7	4.70	5.8	11	8.2	4356	3564	-	110
	10	5.45	6.8	11	6.2	3572	2988	-	109
	11	5.22	7.2	10	8.8	5300	4588	-	70
	12	4.59	7.0	10	9.5	4412	3780	-	91
	13	5.22	6.9	10	8.6	4632	-	-	104
	14	5.65	6.9	10	11.0	4648	3856	-	86
	17	5.22	6.8	9	9.5	4136	3332	-	94
	18	5.45	7.0	9	9.7	4768	3992	-	88
	19	5.13	7.2	9	9.5	3676	3020	-	109
	20	4.81	6.9	10	9.1	4288	3520	-	117
	21	5.22	6.5	10	7.2	5092	4252	-	96
	24	4.38	6.8	10	6.0	4436	3668	-	115
	25	0.73	6.8	9	10.0	4500	3716	-	118
	26	7.63	6.4	9	9.5	5256	4236	-	97
	27	2.09	-	-	-	-	-	-	-
	28	4.81	6.6	10	-	4476	3644	-	118
	31	6.78	-	-	-	-	-	3.13	-
Fév.	01	-	-	-	-	3084	2564	-	-
	02	5.90	6.6	8	-	2768	2424	-	123
	03	4.81	6.4	7	-	2908	2580	-	117
	04	5.22	6.7	9	-	3444	3024	-	110
	07	2.72	6.2	8	7.5	3624	2952	-	99
	08	6.17	6.7	10	9.3	3596	2952	-	97
	09	5.22	6.9	10	9.5	4872	4024	-	79
	10	1.14	6.7	10	9.3	3724	3040	-	107
	11	5.22	6.6	10	9.5	3756	3088	-	100
	14	3.56	6.1	11	5.6	3940	3228	-	102
	15	1.68	6.7	11	8.1	4556	3736	-	94
	16	4.09	-	11	8.2	4088	3356	-	115
	17	1.82	6.7	11	9.4	-	-	-	-
	18	1.25	6.7	10	9.6	3932	3200	-	107
	21	3.22	6.5	11	8.1	4624	3748	-	112
	22	3.77	7.1	10	8.0	4516	3704	-	109
	23	3.47	7.1	11	10.0	4320	3540	-	127
	24	-	-	-	-	4788	3884	-	-
	25	3.56	6.4	10	2.7	4944	4036	2.50	117
	28	5.68	6.5	10	6.8	3292	2720	-	122
Mars	01	3.18	6.4	10	8.0	3232	2652	-	124
	02	3.86	-	12	-	3516	2884	-	-
	03	0.95	6.2	11	8.0	3428	2772	-	131
	04	2.41	6.5	11	7.0	3672	3080	-	158
	07	15.89	6.6	6	11.8	2616	2136	-	153
	08	6.17	7.2	6	12.3	2596	2104	2.50	154
	09	4.49	6.9	6	10.0	3016	2460	-	143
	10	2.93	7.2	8	11.2	4500	3764	-	93
	11	5.13	7.2	9	10.0	3140	2332	-	150
	14	4.90	6.8	9	7.5	3304	2694	-	145
	15	3.77	6.7	10	9.2	3408	2748	-	147
	16	2.41	6.9	10	6.7	3528	2832	-	136
	17	3.04	7.0	10	8.5	3480	2792	-	144
	18	2.41	6.9	10	9.5	3556	2900	-	155
	21	7.63	6.8	9	10.0	4352	3500	-	126
	22	2.95	-	-	-	4544	3592	-	143
	23	1.68	6.3	10	6.2	4092	3280	1.93	147
	24	1.82	5.5	11	-	2832	2264	-	141
	25	2.20	6.5	10	9.2	3072	2464	-	133
	28	6.70	6.3	10	9.1	3324	2704	-	132
	29	6.17	6.6	10	6.6	3540	2836	-	124
	31	6.40	6.9	11	9.4	3572	2932	-	134

-: Aucune donnée accessible.

EAUX D'ENTRÉE - GLENLEA

DATE (1983)	pH	TEMP. °C	DBO_5T	ALC	MSS	NTK	NH_3N	PT
			mg/l					
Janv. 3	7.9	-	186	216	115	46	36	20
4	7.8	8	205	220	111	20	8	8
5	8.1	9	250	276	146	83	50	9
6	7.8	9	285	295	181	82	30	17
7	7.7	8	183	333	121	73	44	13
10	7.9	8	227	306	130	78	41	7
11	7.7	8	246	278	174	76	48	11
12	8.0	8	226	278	172	71	45	11
13	8.1	10	204	291	143	75	51	18
14	7.7	9	229	109	153	40	7	-
17	8.1	8	302	304	161	97	58	10
18	8.0	8	322	331	212	88	58	8
19	8.1	8	195	412	118	102	71	8
20	7.9	8	243	331	144	84	67	9
21	8.0	9	161	357	103	137	54	12
24	7.9	3	396	390	372	114	72	21
25	7.8	4	595	273	490	57	52	17
26	7.3	5	373	300	340	63	53	10
27	7.8	7	331	346	288	79	65	12
28	8.2	8	223	394	106	112	83	10
Fév. 01	-	-	361	310	200	69	57	10
02	6.3	-	300	600	316	143	100	37
03	-	6	578	349	680	98	69	18
04	7.2	7	264	401	381	105	80	13
07	8.0	7	239	591	98	237	84	13
08	7.1	8	423	310	252	67	53	13
09	7.2	8	216	295	119	71	45	6
10	7.0	10	341	394	145	124	66	15
11	7.3	8	241	320	207	84	56	9
14	7.2	10	342	320	313	120	68	14
15	8.2	10	548	255	140	43	42	7
16	-	8	453	222	137	42	40	6
17	7.8	9	277	357	166	104	70	12
18	6.9	8	331	311	154	94	76	11
21	7.7	8	295	343	163	91	70	9
22	7.2	-	337	316	109	80	73	7
23	8.2	9	-	447	173	118	97	12
24	-	-	406	376	195	87	65	13
25	8.0	9	184	303	178	63	53	6
28	8.4	12	256	308	120	86	79	9
Mars 01	7.6	9	252	269	86	50	-	8
02	-	-	161	296	112	37	46	9
03	7.1	9	201	232	116	43	33	7
04	7.6	9	275	319	136	79	61	10
07	6.9	5	65	106	48	25	24	3
08	7.5	7	58	190	108	33	33	5
09	7.3	8	228	237	113	42	34	8
10	7.5	8	248	222	106	33	29	7
11	7.7	9	142	231	107	40	35	9
14	-	9	222	313	97	72	51	10
15	8.0	9	294	371	153	79	68	11
16	7.6	10	320	332	155	70	55	10
17	8.4	9	328	433	118	-	66	8
18	-	-	246	437	115	100	82	10
21	8.1	9	178	274	173	137	59	13
22	-	-	167	354	138	74	70	11
23	7.4	-	320	243	161	60	47	13
24	7.4	9	130	247	133	45	39	10
25	7.9	9	111	276	139	34	33	10
28	8.1	8	255	389	374	149	77	13
29	7.3	10	328	231	164	63	46	10
31	7.0	7	66	190	85	28	24	5

-: Aucune donnée accessible.

EAUX ÉPURÉE - GLENLEA

DATE (1983)		pH	OD	DBO_5T	ALC	MSS	NTK	NH_3N	NO_3N	PT
							mg/l			
Janv.	3	6.3	6.0	4	18	2	5	1	45	12
	4	6.8	5.0	5	66	6	13	9	30	6
	5	6.5	-	6	84	1	7	2	20	5
	6	6.6	6.0	3	57	2	6	2	26	3
	7	6.0	6.8	3	46	4	5	2	32	4
	10	7.5	-	6	254	10	36	40	2	11
	11	6.8	4.0	7	112	14	18	2	16	8
	12	7.0	7.5	3	115	1	4	2	17	4
	13	7.0	7.2	4	79	4	8	1	25	4
	14	6.8	8.5	7	7	6	2	2	-	-
	17	6.9	6.0	3	84	1	8	1	21	3
	18	6.6	4.7	4	95	4	15	4	31	9
	19	6.8	8.0	10	60	15	10	5	17	3
	20	6.8	3.6	7	84	2	7	3	24	3
	21	6.5	6.2	5	57	6	14	5	33	5
	24	6.8	4.0	6	104	5	15	2	20	6
	25	6.6	4.0	7	101	1	15	2	20	7
	26	6.3	7.0	5	73	11	19	1	31	5
	27	6.5	-	4	75	9	12	2	29	5
	28	6.4	-	3	66	3	11	1	35	1
Fév.	01	-	-	23	59	30	18	4	41	6
	02	6.7	-	7	54	5	15	8	41	9
	03	6.3	-	4	25	2	32	2	49	5
	04	6.5	-	3	27	6	26	2	41	3
	07	5.9	6.0	3	20	6	12	3	48	4
	08	6.2	4.9	7	32	8	17	3	44	4
	09	6.3	7.6	3	34	2	18	1	41	3
	10	6.3	8.2	5	39	9	13	1	40	4
	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	14	6.0	2.6	5	25	10	9	7	37	3
	15	6.4	2.3	7	29	5	12	3	36	4
	16	-	2.0	20	79	2	19	4	24	4
	17	6.6	4.7	3	44	7	18	1	31	4
	18	6.5	2.7	4	38	4	24	2	34	5
	21	6.4	4.0	3	46	7	8	1	39	6
	22	7.0	2.2	4	69	5	21	6	28	5
	23	-	-		-	-	-	-	-	-
	24	-	-	6	67	7	11	6	32	7
	25	6.4	4.0	4	36	10	9	1	39	7
	28	6.2	5.0	6	17	1	12	1	45	6
Mars	01	6.0	6.3	6	21	8	18	1	41	6
	02	-	-	7	17	8	20	2	40	6
	03	6.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-
	04	6.3	7.5	4	29	6	17	4	40	5
	07	6.8	-	4	39	4	10	2	13	3
	08	7.1	-	7	64	6	10	1	16	4
	09	6.9	7.8	4	82	7	11	1	18	5
	10	7.1	10.0	4	72	5	14	1	21	4
	11	7.1	7.7	4	80	5	7	1	22	3
	14	7.0	3.0	3	78	2	20	3	25	6
	15	6.7	6.2	3	62	5	9	1	28	6
	16	6.9	5.7	2	58	4	6	1	30	3
	17	6.7	5.0	4	62	4	14	6	31	6
	18	6.9	6.5	5	111	1	13	1	32	7
	21	6.8	4.1	5	54	8	19	1	40	7
	22	-	-	8	49	10	23	2	34	6
	23	6.5	4.2	4	49	7	20	1	34	8
	24	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	25	6.5	7.2	7	35	6	15	2	39	8
	28	6.4	7.0	5	23	8	15	2	43	6
	29	6.7	6.5	8	34	7	17	1	25	5
	31	6.6	6.0	5	49	1	12	1	22	3

-: Aucune donnée accessible.